

ZÜRCHER HOCHSCHULE FÜR ANGEWANDTE WISSENSCHAFTEN
DEPARTEMENT LIFE SCIENCES UND FACILITY MANAGEMENT
INSTITUT FÜR UMWELT UND NATÜRLICHE RESSOURCEN

**Räumlich explizite Habitatmodellierung für die Bachforelle (*Salmo trutta*) in Schwall-Sunk
beeinflussten Flussauen unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur**

«Masterarbeit»

Luca Hoppler

Masterstudiengang 2017

Studienrichtung Umwelt und Natürliche Ressourcen

Abgabedatum: 02.07.2020

Fachkorrektoren:

Prof. Dr. Michael Döring

ZHAW, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, 8820 Wädenswil

Dr. Diego Tonolla

ZHAW, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, 8820 Wädenswil

Dr. Manuel Antonetti

ZHAW, Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen, 8820 Wädenswil

Dr. Davide Vanzo

EAWAG, Abteilung Oberflächengewässer, 6047 Kastanienbaum

Impressum

Schlagworte: Bachforelle, *Salmo trutta*, Habitatmodellierung, Wassertemperatur, Flussauen, Moesa, Schwall-Sunk, Thermopeaking

Keywords: Brown trout, *Salmo trutta*, habitat modelling, water temperature, floodplain, Moesa, hydropeaking, thermopeaking

Zitiervorschlag: Hoppler, L. (2020). *Räumlich explizite Habitatmodellierung für die Bachforelle (Salmo trutta) in Schwall-Sunk beeinflussten Flussauen unter besonderer Berücksichtigung der Wassertemperatur*. Masterarbeit. Wädenswil, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften. Unveröffentlicht.

Autor: Luca Hoppler



Herausgeber: Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften
Life Sciences und Facility Management
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen
Grüntal, 8820 Wädenswil

Zusammenfassung

Speicher- und Pumpspeicherwasserkraftwerke sind eine bedeutende erneuerbare Energiequelle im Alpenraum. Die bedarfsorientierte, flexible Form der Stromproduktion führt jedoch in den nachgelagerten Fliessgewässern zu tagesrhythmischen, kurzfristigen Abflussschwankungen («Schwall-Sunk»), welche eine Vielzahl von ökologischen Beeinträchtigungen mit sich bringen können. Mitunter kann der Eingriff in das Abflussregime auch zu einer Veränderung des saisonalen sowie täglichen Verlaufs der Wassertemperatur führen. Es wird angenommen, dass sich die kurzfristigen thermischen Änderungen («Thermopeaking») auf das Verhalten und die Habitatwahl von Bachforellen (*Salmo trutta*) auswirken könnten. Durch eine neu entwickelte Funktion der numerischen Simulationssoftware BASEMENT war es erstmals möglich, neben der Wassertiefe und der Fliessgeschwindigkeit auch die Wassertemperatur in ein physikalisches Habitatsimulationsmodell für juvenile Bachforellen miteinzubeziehen. Eine morphologisch natürliche, verzweigte Flussaue an der Moesa im Kanton Graubünden diente dabei als Modellökosystem. Als Grundlage für die Habitatmodellierungen fungierte ein numerisches 2D-Modell, welches an der VAW und der EAWAG entwickelt wurde. Die Szenarien mit und ohne Schwall-Sunk wurden basierend auf den hydrologischen und meteorologischen Verhältnisse im Frühsommer abgeleitet. Um die Verfügbarkeit von thermisch geeigneten Jungfischhabitaten zu bewerten, wurden neue Indizes eingeführt und überprüft, inwiefern sich die thermisch geeigneten Habitate in Raum und Zeit mit hydraulisch geeigneten Habitaten überlagern.

Bei warmem, sonnigem Wetter mit hoher Strahlungsintensität waren die Voraussetzungen gegeben, dass sich im Tagesverlauf eine relativ hohe thermische Heterogenität einstellen konnte. Die Verfügbarkeit von thermisch geeigneten Jungfischhabitaten war eng an die räumliche Heterogenität der Wassertemperaturen geknüpft. Es wurde ein deutlicher Tagesgang mit einem Maximum um die Mittagszeit festgestellt. Die Ergebnisse zeigten weiter, dass den Seitenarmsystemen eine grosse Bedeutung als Jungfischhabitate zukamen, da sie sowohl einen hohen Anteil hydraulisch als auch thermisch geeigneter Habitate aufwiesen. Zudem wurde bei Schwall ein Grossteil der hydraulischen Habitate in die Seitenarme verlagert. Die Auswirkungen des Thermopeakings auf die thermische Heterogenität und die thermische Habitatverfügbarkeit hingen von der Temperatur der Wasserrückgabe und der Tageszeit ab. Unter Einhaltung der spezifischen Grenzwerte bezüglich der Pegel- und Temperaturänderungsraten könnte womöglich durch ein saisonal und tageszeitlich abgestuftes Betriebsregime eine hohe thermische Heterogenität und somit eine hohe Habitatvielfalt in der untersuchten Flussaue aufrechterhalten werden. Es wird angenommen, dass dadurch die Vitalität der Forellenpopulation gesteigert werden könnte.

Die neue Funktion in BASEMENT zur thermodynamischen Modellierung von Fliessgewässern birgt ein grosses Potenzial, um bei der Schwall-Sunk Sanierung die Wassertemperatur in die Bewertung der Habitateignung miteinzubeziehen. Die Erkenntnisse der vorliegenden Arbeit tragen dazu bei, die Effekte des Thermopeakings auf die Habitatdynamik in Fliessgewässern besser zu verstehen und leisten damit einen Beitrag zur ökologischen Sanierung der Wasserkraft.

Abstract

Storage and pumped storage hydropower plants are an important source of renewable energy in the Alpine region. However, the demand-oriented, flexible form of electricity production leads to circadian, short-term flow fluctuations in downstream rivers («hydropeaking»), which can imply multiple adverse effects on ecosystems. Occasionally, this artificial flow fluctuations can lead to changes in the seasonal and daily patterns in water temperature regime. It is assumed that short-term thermal changes associated with hydropeaking (known as «thermopeaking») could affect the behaviour and habitat selection of brown trout (*Salmo trutta*). A newly developed feature of the numerical simulation software BASEMENT made it possible to include the water temperature in a physical habitat simulation model for juvenile brown trout to assess the impact of thermopeaking on habitat availability. In addition to water temperature, water depth and current velocity were used for habitat modelling. A natural braided floodplain on the Moesa river in the Canton of Grisons served as model ecosystem. At VAW and EAWAG a 2D numerical model was developed for the research perimeter, which was used as the basis for the habitat modelling. The scenarios with and without hydropeaking were derived based on the hydrological and meteorological conditions in early summer. In order to assess the availability of thermally suitable habitats, new indices were introduced. Moreover, the extent to which thermally suitable habitats overlap with hydraulically suitable habitats in space and time was examined.

At warm and sunny weather conditions with high global radiation intensity, the preconditions were in place, that a relatively high thermal heterogeneity could appear during the day. The availability of thermally suitable habitats for juvenile brown trout was closely related to the spatiotemporal heterogeneity of water temperatures. A clear diurnal cycle with a maximum about noon was found. The results further showed that the side arm systems were of great importance as juvenile habitats because they had both, a high proportion of hydraulically and thermally suitable habitats. In addition, most of the hydraulic habitats were shifted into the side arm systems during peak flow. The effects of thermopeaking on thermal heterogeneity and thermal habitat availability were depended on the temperature of the water release of the hydropower plant and time of the day. In compliance with the specific limits for flow and temperature alteration rates, a high thermal heterogeneity and thus a high diversity of thermal habitats could possibly be maintained by means of a seasonal and daytime adjusted operating regime. It is assumed that this could increase the vitality of the trout population in the investigated floodplain.

The new feature in BASEMENT for thermodynamic modelling of rivers has great potential to include the water temperature in the assessment of habitat suitability in the case of hydropeaking restoration. The findings of the present work help to better understand the effects of thermopeaking on habitat dynamics and thus contribute to the ecological rehabilitation of hydropower production.

Danksagung

Ich möchte mich bei Michael Döring, Diego Tonolla, Manuel Antonetti und Davide Vanzo für die gute Betreuung und den konstruktiven Austausch während der Erarbeitung der Masterarbeit bedanken. Ein grosser Dank geht an Manuel Antonetti, welcher mich oft mit Rat und Tat unterstützte und mir insbesondere bei Fragen betreffend BASEMENT und R eine grosse Hilfe war. Speziell möchte ich mich auch bei Davide Vanzo bedanken, dass er mir das thermodynamische Modell der Moesa zur Verfügung stellte und mich bei technischen Fragen zum Modell unterstützte. Weiter danke ich der Betreibergesellschaft des Kraftwerks Soazza, die Misoixer Kraftwerke AG, welche Produktionsdaten für die Kalibrierung und Validierung des hydrodynamischen Modells zur Verfügung stellte. Jean-Luc Rickenbacher und Andrea Wiedmer danke ich für die kritische Durchsicht des Manuskripts. Schlussendlich möchte ich auch meinem Arbeitgeber, WFN – Wasser Fisch Natur AG, danken, welcher mir ermöglichte, meine Arbeitszeit so einzuteilen, dass ich den Masterstudiengang und die Masterarbeit im Teilzeitpensum durchführen konnte.

Inhalt

1	Einleitung	6
1.1	Hintergrund	6
1.2	Zielsetzung und Fragestellungen	8
2	Theoretische Grundlagen	9
2.1	Die Wassertemperatur in Fließgewässern	9
2.2	Die Bedeutung der Wassertemperatur für Fische	11
2.3	Habitatansprüche der Bachforelle	13
3	Material und Methoden	16
3.1	Untersuchungsgebiet	16
3.2	Datengrundlagen und Ablaufschema der Datengenerierung	18
3.2.1	Topografie und Berechnungsgitter	19
3.2.2	Abfluss und Wassertemperatur	20
3.2.3	Meteorologische Daten	22
3.2.4	Wasserkraft Produktion	22
3.2.5	Habitateignungskurven	23
3.3	Numerische Modellierung	24
3.4	Herleitung und Definition der Szenarien	26
3.4.1	Basisabfluss	26
3.4.2	Wassertemperatur und Witterungsverhältnisse	27
3.4.3	Schwall-Sunk und Thermopeaking	31
3.4.4	Kombination der einzelnen Szenarien	35
3.5	Auswertung und Analyse der Szenarien	36
3.5.1	Allgemeine Analysen der hydraulischen und thermischen Verhältnisse	36
3.5.2	Habitatmodellierung unter stationären Abflussbedingungen	37
3.5.3	Habitatmodellierung unter Schwall-Sunk	40

4	Resultate	42
4.1	Allgemeine Analysen der hydraulischen und thermischen Verhältnisse	42
4.1.1	Verteilung der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten	42
4.1.2	Thermische Heterogenität unter verschiedenen hydrometeorologischen Szenarien	43
4.2	Habitatmodellierung unter stationären Abflussbedingungen	48
4.2.1	Habitatangebot unter verschiedenen hydrologischen Szenarien	48
4.2.2	Geeignete Habitate zur Thermoregulation	50
4.2.3	Raumzeitliche Überlagerung hydraulisch und thermisch geeigneter Habitate	52
4.3	Habitatmodellierung unter Schwall-Sunk	54
4.3.1	Hydraulische Habitatpersistenz und -verlagerung während Schwall-Sunk	54
4.3.2	Thermische Heterogenität und Habitateignung unter Thermopeaking	57
5	Diskussion	65
5.1	Einflussgrössen, Parametrisierung und Limitierung des numerischen Modells	65
5.2	Raumzeitliche Verfügbarkeit thermisch geeigneter Jungfischhabitate	68
5.3	Überlagerung thermisch und hydraulisch geeigneter Jungfischhabitate	70
5.4	Einfluss von Schwall-Sunk auf die Habitatpersistenz und -fragmentierung	72
6	Schlussfolgerung und Empfehlungen	75
7	Literatur	76
	Anhang	I

1 Einleitung

1.1 Hintergrund

Der Beschluss des Bundesrats und des Parlaments, schrittweise aus der Atomenergie auszuweichen, bedingt einen Umbau des Schweizer Energiesystems. Auf Grundlage der Energiestrategie 2050 sollen in Zukunft erneuerbare Energien weiter ausgebaut und somit auch das Potenzial der Wasserkraft ausgeschöpft werden (EnG, 2018). Infolgedessen wird vermutlich die Stromproduktion aus Speicherkraftwerken in den Alpen zunehmend flexibilisiert. Das damit verbundene Phänomen der regelmässigen, täglichen Abflussschwankungen («Schwall-Sunk»), die durch den intermittierenden Betrieb von Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken in den nachgelagerten Fließgewässern entstehen (Baumann et al., 2012), werden voraussichtlich stochastischer und intensiver werden. Ausserdem ist davon auszugehen, dass saisonale Verschiebungen des Abflusses vom Sommer in den Winter (Meile et al., 2011) in Zukunft noch grösser werden. Im Gegensatz zu natürlichen Abflussänderungen infolge der Schneeschmelze oder bei Regenfällen, sind Schwall-Sunk Ereignisse intensiver und häufiger sowie für aquatische Organismen nicht vorhersehbar (Greimel et al., 2016; Moreira et al., 2019). Die Auswirkungen dieser anthropogenen Abflussschwankungen auf das Ökosystem Fließgewässer sind vielschichtig und bereits in verschiedenen Studien untersucht worden (Baumann & Klaus, 2003; Bruder et al., 2012; Moreira et al., 2019; Schmutz et al., 2013; Young et al., 2011). Als Beispiel sind Abdrift und Stranden aquatischer Organismen (Makroinvertebraten und Fische) oder die Minderung des Fortpflanzungserfolges bei Fischen zu nennen (Moreira et al., 2019). Daher verlangt das revidierte Gewässerschutzgesetz (GSchG), dass wesentliche Beeinträchtigungen der Wasserkraftnutzung auf die Gewässerökosysteme verhindert oder beseitigt werden (GSchG, 1992). Um die Anforderungen des GSchG zu erfüllen wurde durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) eine Vollzugshilfe erarbeitet, die Massnahmen aufzeigt, wie Schwall-Sunk verursachende Kraftwerke bis 2030 saniert werden sollen (Tonolla et al., 2017).

Ein noch wenig untersuchtes Phänomen im Zusammenhang mit Schwall-Sunk ist das sogenannte «Thermopeaking». Darunter werden Temperaturschwankungen verstanden, welche mit den Abflussschwankungen des Schwall-Sunk Betriebes assoziiert sind (Zolezzi et al., 2011). Diese Temperaturschwankungen kommen zustande, wenn das turbinierete Wasser aus den höher gelegenen Speicherseen eine andere Temperatur aufweist als das nachgelagerte Fließgewässer (Olden & Naiman, 2010). Da sich die thermische Welle und die Schwall-Welle unterschiedlich schnell ausbreiten, neigen sie dazu, sich mit zunehmender Distanz zu trennen (Toffolon et al., 2010). Bisherige Studien untersuchten meist die Auswirkungen der saisonalen Verschiebungen der Wassertemperatur auf Fließgewässerökosysteme (Olden & Naiman, 2010). Es ist bekannt, dass Fließgewässer durch Einleitungen von grossen Speicherseen im Winter eher erwärmt und im Sommer tendenziell abgekühlt werden (Feng et al., 2018; Frutiger, 2004; Meier et al., 2004; Olden & Naiman, 2010). Die ökologischen Auswirkungen der kurzfristigen thermischen Veränderungen sind dagegen noch wenig erforscht, obschon sie die Verteilung, das Verhalten und das Überleben von Fischen und anderen aquatischen Organismen in vielfältiger Weise beeinflussen (Caissie, 2006). Von aquatischen Wirbellosen ist beispielsweise bekannt, dass sie Temperaturschwankungen aktiv ausweichen, indem sie sich verdriften lassen (Carolli et al., 2012). Besonders wichtig ist die Wassertemperatur auch für Fische, weil sie die Muskelkontraktilität und

andere physiologische Reaktionen direkt beeinflusst und somit das Leistungsvermögen, die Nahrungsaufnahme, den Stoffwechsel, das Wachstum und die Fortpflanzung (Jonsson & Jonsson, 2011). Verschiedene Studien haben die negativen Auswirkungen von Kaltwassereinleitungen aus Speicherseen dokumentiert, wie das lokale Verschwinden von Warmwasserfischen (Quinn & Kwak, 2003), Auswirkungen auf die Larvenentwicklung (Clarkson & Childs, 2000) oder verminderte Wachstumsraten bei Jungfischen (Saltveit, 1990). Hingegen noch kaum untersucht wurde der Einfluss des Thermopeakings auf die Habitatwahl, Migration, Laichverhalten, Larvenentwicklung oder auf die Verhaltensdrift von Fischen (Moreira et al., 2019; Zolezzi et al., 2011).

Wie der Abfluss hat auch die Temperatur in Fliessgewässern ein Regime. Dies bedeutet, dass die Wassertemperatur über verschiedene räumliche und zeitliche Skalen variiert. Diese Variabilität kann sowohl natürlich oder als Folge anthropogener Störungen auftreten (Caissie, 2006). Insbesondere natürliche Flussauen können ausgeprägte Temperaturgradienten und eine hohe Komplexität bezüglich der Wassertemperatur innerhalb des Flussbettes aufweisen (Arscott et al., 2001; Tonolla et al., 2010). Fische sind in der Lage, Temperaturunterschiede wahrzunehmen und auf diese kleinräumigen Unterschiede zu reagieren, indem sie Bereiche aufsuchen, die für sie günstig sind. Diese Art der Bewegung, um günstigere thermische Umgebungen zu besetzen, wird als «Verhaltensthermoregulation» bezeichnet (Torgersen et al., 2012). Verschiedene Fischarten zeigen in Abhängigkeit der Wassertemperatur tageszeitliche Rhythmen in ihrer Habitatwahl, welche mit den Temperaturoptima für verschiedene physiologische Funktionen in Beziehung gesetzt werden können (Elliott & Allonby, 2013; Reynolds & Casterlin, 1979).

In Anbetracht der grossen Bedeutung der Wassertemperatur für Fische und den noch weitgehend unbekannten Auswirkungen von Schwall-Sunk auf die raumzeitliche Verteilung der Wassertemperatur in komplexen Flussauen, ist eine detaillierte Analyse der thermischen Bedingungen Voraussetzung, um mögliche Effekte des Thermopeakings auf Fischgemeinschaften zu verstehen. In den letzten Jahren wurden Habitatmodellierungen zunehmend zur Bewertung der Auswirkungen von Schwall-Sunk auf die Eignung und Verfügbarkeit von Fischhabitaten eingesetzt (García et al., 2011; Person, 2013; Tonolla et al., 2017; Weber et al., 2015). Physikalische Habitatsimulationsmodelle quantifizieren die Fläche der Mikrohabitate in einem Flussabschnitt, indem die Ergebnisse eines hydrodynamischen Modells mit den Habitatansprüchen der Zielart kombiniert werden (Person, 2013). Die häufigsten Habitatvariablen, welche in der Regel für Habitateignungsmodelle herangezogen werden, sind die Fliessgeschwindigkeit und die Wassertiefe sowie zum Teil auch die Substratstruktur (Eberstaller et al., 2012; Jonsson & Jonsson, 2011; Person, 2013; Weber et al., 2015). Nur wenige Studien berücksichtigten bisher die Wassertemperatur in physikalischen Habitateignungsmodellen (Grand et al., 2006). Um diese Lücke zu schliessen, wurde im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojekts an der EAWAG eine neue numerische Funktion innerhalb der Simulationssoftware BASEMENT (Vetsch et al., 2020) für die thermodynamische Modellierung von Fliessgewässern entwickelt (Vanzo et al., in Vorbereitung). Dadurch bestand erstmals die Möglichkeit, die Wassertemperatur in Habitatmodellierungen in Zusammenhang mit Schwall-Sunk miteinzubeziehen.

1.2 Zielsetzung und Fragestellungen

Durch die vorliegende Masterarbeit werden zwei übergeordnete Ziele verfolgt. Zum einen sollen die Faktoren, welche die raumzeitliche Heterogenität der Wassertemperatur in natürlichen Flussaueu steuern, mit Hilfe eines thermodynamischen Modells genauer analysiert werden. Zum anderen sollen die Auswirkungen des Schwall-Sunk Betriebes auf die hydraulische und thermische Habitatverfügbarkeit für Bachforellen (Zielart) mittels Habitatmodellierungen untersucht werden. Bisherige Habitateignungsstudien im Zusammenhang mit Schwall-Sunk haben gezeigt, dass die Habitatverfügbarkeit meist für Jungfische limitierend ist, respektive für subadulte und adulte Bachforellen in der Regel mehr Habitate vorhanden sind (Person, 2013). Daher werden die Analysen in der vorliegenden Arbeit auf Jungfische beschränkt. Der Fokus soll auf der raumzeitlichen Verteilung geeigneter Jungfischhabitate im Tagesverlauf liegen («räumlich explizites Modell»). Insbesondere Bereiche, in welchen die Habitatbedingungen konstant bleiben («Habitatpersistenz»), sind von grosser Bedeutung für Jungfische, da sie nur eingeschränkt in der Lage sind, bei Schwall für sie günstige Bereiche zu finden und daher einem hohen Risiko der passiven Drift ausgesetzt sind (Schmutz et al., 2013). Durch den Einbezug der Wassertemperatur sollen neue Ideen generiert werden, um mögliche Effekte des Thermopeakings auf Fischgemeinschaften weiter zu untersuchen. Schlussendlich werden Empfehlungen für ein angepasstes Betriebsregime gemacht.

Folgende Fragestellungen werden im Rahmen der Masterarbeit in einer morphologisch natürlichen Flussaue, deren Abfluss- und Temperaturregime durch Schwall-Sunk beeinflusst wird, untersucht:

- ❖ Welche hydrometeorologischen Faktoren begünstigen eine räumliche Heterogenität der Wassertemperatur, welche es juvenilen Bachforellen erlauben würde, ein thermoregulatorisches Verhalten zu zeigen?
- ❖ Wie ändern sich die räumliche Heterogenität der Wassertemperatur und die Verfügbarkeit thermisch geeigneter Jungfischhabitate im Tagesverlauf?
- ❖ Überlagern sich thermisch geeignete Jungfischhabitate in Raum und Zeit mit hydraulisch geeigneten Jungfischhabitaten?
- ❖ Welchen Einfluss hat der Schwall-Sunk Betrieb auf die Persistenz und Fragmentierung thermisch und hydraulisch geeigneter Jungfischhabitate?

2 Theoretische Grundlagen

2.1 Die Wassertemperatur in Fließgewässern

Die Temperatur in einem Fließgewässer ist abhängig von der zu- und abgeführten Wärmeenergie und vom Wasservolumen (Caissie, 2006; Olden & Naiman, 2010; Poole & Berman, 2001). Der Austausch der Wärmeenergie findet sowohl an der Wasseroberfläche als auch am Gewässergrund statt, wobei der Austausch an der Wasseroberfläche in der Regel von grösserer Bedeutung ist (Caissie, 2006; Czernuszenko, 2009). Zwischen der Wasseroberfläche und der Atmosphäre erfolgt der Wärmefluss hauptsächlich durch Sonnenstrahlung (kurzwellige Nettostrahlung), langwellige Strahlung, Verdunstungsprozesse und konvektiven Transfer (Diffusion) aufgrund von Temperaturunterschieden zwischen Wasser und Luft (Caissie, 2006; Czernuszenko, 2009; Olden & Naiman, 2010). Auch die Reibung kann einen Einfluss haben, wobei dieser im Vergleich zu den anderen Faktoren relativ gering ist (Caissie, 2006). Am Flussbett ist die Wärmeübertragung hauptsächlich eine Funktion der geothermischen Erwärmung durch Diffusion und advective Wärmeübertragung sowie dem Austausch mit dem Grundwasser (Caissie, 2006; Olden & Naiman, 2010).

Die Rate dieser Prozesse wird durch eine Vielzahl von äusseren Faktoren bestimmt (Abbildung 1). Die Witterungsverhältnisse (Bewölkung, Niederschlag, Wind, etc.) beeinflussen massgeblich den Wärmeaustausch an der Wasseroberfläche (Caissie, 2006; Olden & Naiman, 2010). Ebenfalls wichtig ist die Topografie, einschliesslich der Ufervegetation und der Exposition, indem sie den Einfluss der Witterungsverhältnisse mitprägt (Caissie, 2006). Die Ufervegetation mindert die einfallende Strahlung und damit den Wärmeeintrag in das Gewässer. Ausserdem reduziert sie die Windgeschwindigkeit und so den Wärmeaustausch mit der Atmosphäre, indem die Konvektion und Advektion von Wärmeenergie an die Wasseroberfläche verringert werden (Poole & Berman, 2001).

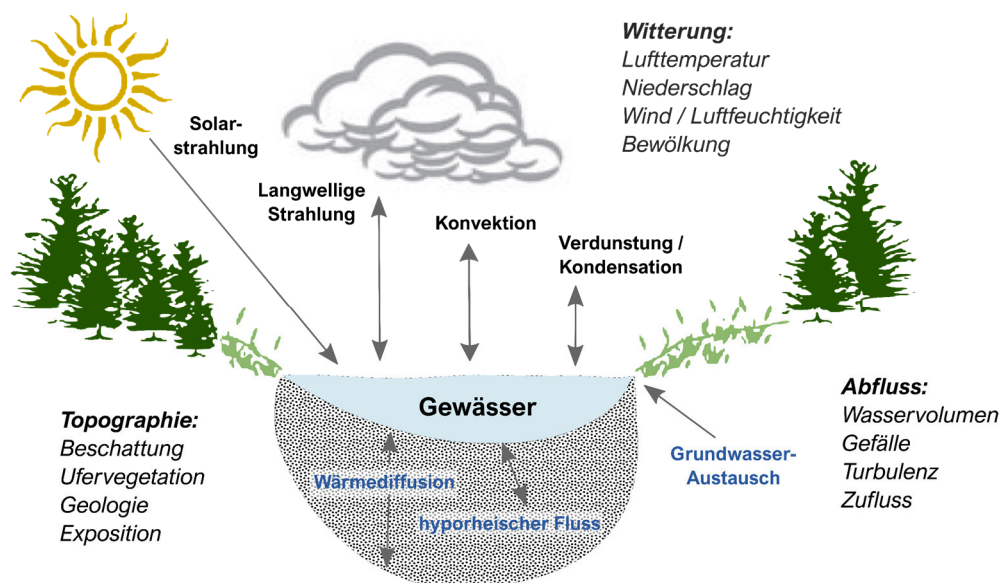


Abbildung 1: Prozesse, welche für den Wärmeaustausch in Fließgewässern verantwortlich sind (fett) und Faktoren, welche die Rate der Wärmeübertragung steuern (kursiv). Angepasst nach Olden und Naiman (2010).

Der Abfluss beeinflusst hauptsächlich die Wärmekapazität (Wasservolumen) und die Durchmischung von Wasser aus verschiedenen Quellen, einschliesslich dem Wärmeaustausch über das Flussbett (Caissie, 2006). Die Breite des Flussbetts beeinflusst die Oberfläche, über die Wärme ausgetauscht werden kann. Je breiter ein Gewässer, desto grösser ist die Wärmeübertragung und die einkommende Strahlung (Poole & Berman, 2001). In kleinen Fliessgewässern ist der Einfluss der Sonneneinstrahlung und die Windexposition aufgrund der Ufervegetation deutlich geringer (Caissie, 2006; Poole & Berman, 2001).

Während äussere Faktoren den Eintrag von Wärmeenergie und die Abflussmenge bestimmen, bestimmt die Struktur eines Fliessgewässers (Gerinne- und Auenmorphologie, Geschiebehalt und Ausprägung des Grundwasserleiters), wie sich die Wärme und das Wasser innerhalb des Flussbettes verteilen (Poole & Berman, 2001; Webb et al., 2008). Insbesondere morphologisch komplexe, verzweigte Flussauen können eine ausgeprägte thermische Variabilität und hohe laterale Temperaturgradienten aufweisen (Arscott et al., 2001; Mosley, 1983; Tonolla et al., 2010; Uehlinger et al., 2003). Diese grosse räumliche Heterogenität der Wassertemperatur ist auf die morphologische Vielfalt, verbunden mit einer grossen Variabilität der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten sowie auf die laterale und vertikale Vernetzung zurückzuführen (Tockner et al., 2000). Seichte und langsam durchflossene Uferzonen oder vom Hauptlauf isolierte Altarme erwärmen sich beispielsweise relativ schnell. Von Grundwasser gespiesene sowie durch die Ufervegetation beschattete Nebenarme und tiefe Kolke weisen hingegen konstant tiefere Temperaturen auf (Tockner et al., 2000; Webb et al., 2008). Bei Hochwasser werden die thermischen Unterschiede in der Aue durch den Wasseraustausch oft stark verringert (Tockner et al., 2000).

Im Allgemeinen steigt die mittlere Wassertemperatur mit zunehmender Distanz von der Quelle, wo die Temperatur noch vom Grundwasser oder vom Gletscher geprägt ist (Caissie, 2006). Auf einer kleineren räumlichen Skala kann dieses Muster jedoch auch durch den Zusammenfluss mit Nebenflüssen oder den Eintritt von Grundwasser unterbrochen werden (Caissie, 2006). Auf der zeitlichen Skala folgt die Temperatur eines Fliessgewässers einem saisonalen Rhythmus, welcher durch tägliche Änderungen überlagert wird und eng mit den lokalen Klimabedingungen verbunden ist (Czernuszenko, 2009).

Im Tagesverlauf werden in der Regel am frühen Morgen die tiefsten und am späten Nachmittag bis zum frühen Abend die höchsten Temperaturen erreicht (Abbildung 2). Diese tägliche Variation nimmt mit sinkendem Quelleinfluss und zunehmender Grösse des Gewässers zu (Caissie, 2006). Am grössten ist sie in breiten und flachen Gewässern und nimmt mit zunehmender Grösse und Tiefe wieder ab (Caissie, 2006). Auch im Jahreszyklus zeigen Temperaturen in Fliessgewässern einen sinusförmigen Verlauf. Auf der Nordhalbkugel reicht der Zyklus von Frühling bis Herbst, mit den höchsten Temperaturen in den Sommermonaten (Caissie, 2006).

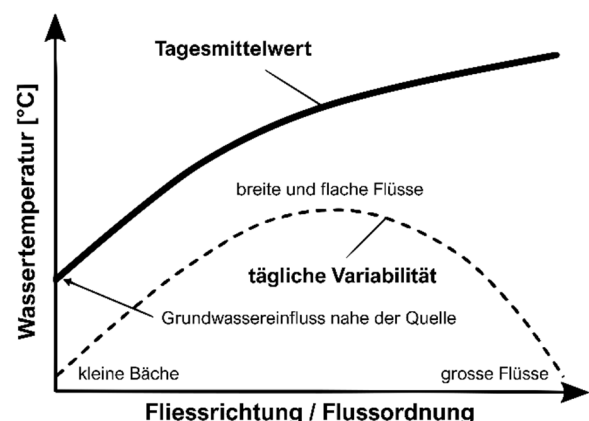


Abbildung 2: Tagesmittel und tägliche Variabilität der Wassertemperatur als Funktion der Flussordnungszahl. Angepasst nach Caissie (2006).

2.2 Die Bedeutung der Wassertemperatur für Fische

Fische sind wechselwarm (poikilotherm), d.h. sie können ihre Körpertemperatur nicht konstant halten, womit diese direkt von der Umgebungstemperatur abhängt (Beitinger et al., 2000). Die Wassertemperatur wird daher als einer der wichtigsten abiotischen Faktoren angesehen, welcher praktisch alle biochemischen und physiologischen Prozesse beeinflusst (Beitinger et al., 2000). Nach Fry (1947) können grundsätzlich fünf Effekte der Temperatur auf Fische unterschieden werden:

- Steuerung des Stoffwechsels durch die Wirkung auf die Enzymaktivität
- Beeinflussung der Expression anderer Umweltfaktoren
- Beeinflussung der Bewegungsaktivität und damit der Habitatwahl und Verbreitung
- Auslösen einer gerichteten Orientierungsreaktion
- Faktor, der zum Tod führen kann

Abrupte Temperaturänderungen können bei Fischen eine Stressreaktion hervorrufen. Nach Elliott (1981) wird thermischer Stress als jegliche Art von Temperaturänderungen definiert, welche eine signifikante Störung der normalen Funktionen eines Fisches hervorruft und somit die Überlebenswahrscheinlichkeit verringert. Das Ausmass dieser Reaktion, respektive wie schnell sich Fische wieder vom Stress erholen, hängt unter anderem von der ursprünglich vorherrschenden Temperatur (Akklimationstemperatur), der Änderungsrate, der Amplitude und der Dauer ab (Burkhardt-Holm et al., 1998; Nolan et al., 2000; Oliver & Fidler, 2001; Schmidt et al., 1998). Sehr hohe und abrupte Temperaturänderungen können sogar bis zum Tod führen (Jonsson & Jonsson, 2011). Bei einer langsamen Änderung der Wassertemperatur mit einer Änderungsrate von weniger als 0.5 bis 1 °C pro Stunde, treten normalerweise keine Beeinträchtigungen auf (Oliver & Fidler, 2001). Die verschiedenen Entwicklungsstadien reagieren unterschiedlich empfindlich auf abrupte Temperaturänderungen. Da der Wärmeaustausch neben den Kiemen hauptsächlich durch die Körperoberfläche geschieht, sind kleine Fische anfälliger gegenüber Temperaturschwankungen als grosse. Je grösser ein Fisch ist, desto besser können Temperaturschwankungen abgepuffert werden und desto schneller können sie sich zwischen unterschiedlichen Temperaturen bewegen (Elliott & Allonby, 2013; Jonsson & Jonsson, 2011). Als am sensibelsten gegenüber Temperaturschwankungen werden bei den meisten Fischarten die Eier angesehen, weshalb für die Embryonalentwicklung stabile Temperaturverhältnisse notwendig sind (Elliott, 1981).

Fische haben sich an unterschiedliche Temperaturregime, welche ihren Lebensraum charakterisieren, mit spezifischen Temperaturpräferenzen und Toleranzen angepasst (Oliver & Fidler, 2001). Dabei hat jede Fischart spezifische Ansprüche an die Wassertemperatur mit unterschiedlichen oberen und unteren letalen Limiten (Cherry et al., 1977). Innerhalb einer Population werden die thermischen Toleranzen zudem durch die Grösse, das Alter und die physiologische Verfassung beeinflusst (Jonsson & Jonsson, 2011). Da zu hohe oder zu tiefe Wassertemperaturen im Extremfall bis zum Tod führen können, haben sich zahlreiche Studien mit den maximalen Temperaturlimiten von Fischen befasst (Beitinger et al., 2000). Allerdings existieren wenige Studien, welche sich mit dem Optimumsbereich, respektive den Vorzugstemperaturen verschiedener Fischarten befasst haben. Der optimale Temperaturbereich für eine Fischart ist derjenige Bereich, in welchem sie Nahrung aufnimmt sowie keine externen Zeichen eines abnormalen Verhaltens erkennbar sind und daher thermaler Stress nicht wahrscheinlich ist (Abbildung 3). Der

bevorzugte Temperaturbereich ist als diejenige Temperatur definiert, welche Fische aufsuchen, wenn sie die Wahl innerhalb eines Temperaturgradienten haben. Der Vorzugsbereich ist daher meist enger als der Optimumsbereich (Elliott, 1981).

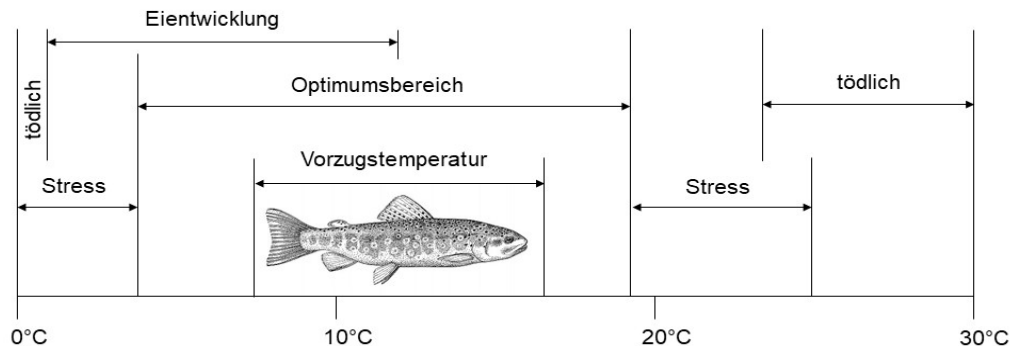


Abbildung 3: Die thermischen Anforderungen von Fischen am Beispiel der Bachforelle - angepasst nach Elliott (1981). Zeichnung Bachforelle © Beatrice Gysi.

Die Temperatur kann nicht nur als ein Faktor angesehen werden, welcher die Physiologie und das Verhalten von Fischen beeinflusst, sondern auch als ein wichtiges Merkmal ihres Lebensraums und somit als wichtiger Aspekt ihrer mehrdimensionalen ökologischen Nische (Elliott & Allonby, 2013; Jonsson & Jonsson, 2011; Magnuson et al., 1979). Fische sind in der Lage Temperaturunterschiede ($< 0.1\text{ }^{\circ}\text{C}$) in ihrer Umgebung wahrzunehmen und durch die Wahl ihrer Habitate die Energieaufnahme im Verhältnis zu den physiologischen Kosten zu optimieren, was folglich das Wachstum und das Überleben beeinflusst (Olden & Naiman, 2010; Torgersen et al., 2012). Neuere Studien (Armstrong et al., 2013; Baldock et al., 2016; Brewitt et al., 2017) konnten beispielsweise bei juvenilen Pazifischen Lachsen (*Oncorhynchus spp.*) tägliche Bewegungsmuster in Abhängigkeit der Wassertemperatur und der Nahrungsverfügbarkeit beobachten. Es wurde gezeigt, dass die Jungfische Bereiche mit einem grossen Nahrungsangebot für die Nahrungssuche bevorzugen und sich anschliessend in thermisch geeignetere Habitate für die Verdauung zurückziehen. Dass es für Fische von Vorteil sein kann, wenn sie die raumzeitliche Heterogenität der Wassertemperatur aktiv ausnutzen, belegt auch eine Studie aus Alaska (Armstrong et al., 2010). Die Wassertemperatur bestimmte, ob die Jungfische der Silberlachse (*Oncorhynchus kisutch*) schnell genug wuchsen, um die Eier der Rotlachse (*Oncorhynchus nerka*) zu verzehren, was ihnen schliesslich einen Vorteil gegenüber ihren weniger schnell gewachsenen Artgenossen verschaffte. Die Wahl der Habitate in Abhängigkeit der Wassertemperatur wird als «Verhaltensthermoregulation» bezeichnet (Torgersen et al., 2012).

2.3 Habitatansprüche der Bachforelle

Die Ansprüche von Fischen an ihre Habitate sind artspezifisch und für verschiedene Altersstadien unterschiedlich. Da der Fokus der vorliegenden Arbeit auf der Bachforelle liegt, werden nachfolgend ihre abiotischen Habitatansprüche zusammengefasst. Auf die biotischen Faktoren, wie das Nahrungsangebot, die Konkurrenz oder Prädation, wird nicht näher eingegangen, da diese im Rahmen der Habitatmodellierungen nicht berücksichtigt werden konnten.

Hydraulische und morphologische Parameter

Die Fliessgeschwindigkeit, die Wassertiefe, das Substrat und die Unterstandsmöglichkeiten sind nach Jonsson und Jonsson (2011) die wichtigsten abiotischen Faktoren, welche die Habitatnutzung von Forellen in Fliessgewässern bestimmen. In ihrem umfassenden Buch recherchierten sie die Ansprüche der Bachforelle bezüglich dieser Parameter, welche nachfolgend zusammenfassend wiedergegeben und mit weiteren Quellen ergänzt wurden.

Nach der Emergenz aus dem Kiesbett sind die jungen Forellenbrütlinge auf langsam fliessende Habitate entlang der Uferzone oder in Seitenarmen angewiesen. Sie sind noch nicht in der Lage, gegen die Strömung anzuschwimmen und im schnell fliessendem Wasser Nahrung zu suchen. In den ersten Lebenswochen bevorzugen junge Bachforellen Bereiche, in denen die Fliessgeschwindigkeit nicht mehr als 0.5 m/s beträgt und die Wassertiefen zwischen 0.05 und 0.3 m liegen. Da sie sich vorwiegend im Strömungsschatten von grösseren Steinen oder Totholz aufhalten, liegt die Fliessgeschwindigkeit in ihrer unmittelbaren Umgebung typischerweise zwischen 0 - 0.1 m/s. Mit zunehmender Grösse nehmen die bevorzugten Fliessgeschwindigkeiten und Wassertiefen zu. Grössere Fische können schneller fliessende Bereiche nutzen, halten sich jedoch bevorzugt in langsam fliessenden, tiefen Kolken auf.

Deckung wird als eines der wichtigsten Merkmale von Forellenhabitaten angesehen. Fehlen Unterstandsmöglichkeiten, kann dies zu chronischem Stress führen. Umgekehrt erlaubt das Vorhandensein von Unterständen den Fischen, bei der Nahrungssuche mehr Risiko einzugehen, was sich positiv auf das Überleben und die Abundanz auswirkt. Meist werden Steine, überhängende Vegetation, Totholz, unterspülte Ufer oder Kolke als Unterstände genutzt. Die Jungfische halten sich bevorzugt in der Nähe von Strukturen wie grösseren Steinen, Wurzeln oder Totholz auf. Dabei korreliert die Jungfischdichte mit dem Angebot an geeigneten Strukturen und der Uferlänge (Moore & Gregory, 1988). In kleinen Bächen können die jungen Bachforellen über das ganze Bachbett verteilt sein, in grösseren Bächen und Flüssen halten sie sich in der Regel entlang der Uferbereiche auf.

Die Laichplätze befinden sich typischerweise am Übergangsbereich zwischen einem Kolk zu einem Riffle, wo das Wasser durch das Flussbett strömt und die Eier im Kieslückensystem mit ausreichend Sauerstoff versorgt werden. Fehlen solche Bereiche, werden auch andere, rasch strömenden Abschnitte genutzt, wobei Stellen mit aufstossendem Grundwasser bevorzugt werden. Die Wassertiefen am Laichplatz liegen meist zwischen 0.05 bis 0.80 m und es werden Fliessgeschwindigkeit zwischen 0.15 - 0.80 m/s bevorzugt. Nach Louhi et al. (2008) heben Bachforellenweibchen ihre Laichgruben in 10 - 45 cm Wassertiefen und bei Fliessgeschwindigkeiten zwischen 0.2 - 0.5 m/s aus. Die mittlere Korngrösse am Laichplatz ist von der Grösse des Weibchens abhängig und beträgt in der Regel rund 10 % von dessen Länge. Bereiche mit uniformen Korngrössen

werden eher gemieden. Bevorzugt werden kiesige Standorte mit einzelnen grösseren Steinen dazwischen. Nach Louhi et al. (2008) graben Forellenweibchen ihre Laichgruben hauptsächlich in Kies zwischen 16 - 64 mm. Auf Grundlage verschiedener Quellen geben Jonsson & Jonsson (2011) mit 5 - 128 mm etwas grössere Bandbreiten für die Korngrösse an.

Wassertemperatur

Verschieden Faktoren wie beispielsweise der tageszeitliche Rhythmus, das Alter, die Akklimatisierungstemperatur und die Nahrungsaufnahme können die bevorzugte Temperatur der Bachforelle beeinflussen (Elliott & Allonby, 2013). Entsprechend können in der Literatur teils stark unterschiedliche Werte gefunden werden. Küttel et al. (2002) trugen die Temperaturpräferenzen und -limiten der in der Schweiz vorkommenden Fischarten zusammen, auch diejenigen der Bachforelle (Tabelle 1). Der Fokus der meisten Arbeiten lag auf der Optimumstemperatur und der oberen letalen Limite. Nur zwei Quellen nannten Werte für die Vorzugstemperatur: Diese lagen für 0⁺ Bachforellen (Brütlinge und Sömmerlinge) zwischen 6 - 14 °C (Schmeing-Engberding, 1953 in Küttel et al., 2002) und für adulte Bachforellen zwischen 14 - 17 °C (Müller, 1997 in Küttel et al., 2002).

Tabelle 1: Temperaturpräferenzen und -limiten der Bachforelle, verändert nach Küttel et al. (2002). Hervorgehoben sind Angaben zu der Vorzugstemperatur.

Stadium	Minima	Optimum	Maxima	Quelle
Eier	0 °C	1 - 9 °C (5 °C)	15 °C	Humpesch (1985)
		7 °C	12 - 13 °C	Jungwirth & Winkler (1984)
		4 - 6 °C		Müller (1997)
			13 °C	Elliott (1981)
Brütlinge		8 - 13 °C	23 °C	Varley (1967)
				Schmeing-Engberding (1953)
Sömmerlinge		6 - 14 °C	28 °C	Grande & Andersen (1991)
				Schmeing-Engberding (1953)
Adulte	0 - 4 °C	14 - 17 °C	25 °C	Müller (1997)
		4 - 19 °C	19 - 30 °C	Elliott (1981)
			23 - 27 °C	Alabaster & Lloyd (1980)
			27 - 30 °C	Bjornn & Reiser (1991)
			27 °C	Varley (1967)
			29 °C	Carline & Machung (2001)
Fortpflanzung			28 - 30 °C	Beitinger et al. (2000)
		1 - 10°C		Elliott (1981)
		6°C		Alabaster & Lloyd (1980)
		7 - 13°C		Bjornn & Reiser (1991)

Elliott & Allonby (2013) befassten sich in ihrem Review spezifisch mit den Temperaturpräferenzen der Bachforelle. Gemäss den zitierten Quellen reicht die Temperaturpräferenz juveniler Bachforellen von 12.4 bis 17.6 °C. Adulte Bachforellen bevorzugen Temperaturen von 10.3 bis 13.8 °C (Tabelle 2).

In ihren eigenen Experimenten konnten Elliott & Allonby (2013) ähnliche Werte feststellen und zeigen, dass die bevorzugten Temperatur mit zunehmendem Gewicht und Alter deutlich abnehmen (Tabelle 3). Je nachdem ob die Fische gefüttert wurden oder nicht, reichten die bevorzugten Temperaturen für juvenile Bachforellen (0⁺ und 1⁺) von 12.6 bis 17.1°C. Bei den älteren Bachforellen (2⁺ und 3⁺) war die Bandbreite der bevorzugten Temperaturen mit 8.3 bis 15.9 °C grösser. Dies war auch auf grössere tageszeitliche Unterschiede zurückzuführen. In der Nacht wurden höhere Temperaturen bevorzugt als am Tag. Bei den Jungfischen waren diese tageszeitlichen Unterschiede weniger ausgeprägt. Ausserdem war die bevorzugte Temperatur der gefütterten Fische immer tiefer als bei denjenigen, welche nicht gefüttert wurden.

Tabelle 2: Temperatur-Präferenzen der Bachforelle nach verschiedenen Quellen, angepasst nach Elliott & Allonby (2013).

Alter	Temperatur-Präferenz [°C]	Primärliteratur
juvenil	12.4 - 17.6	J.S. Tait in Ferguson, 1958
juvenil	16	Larsson, 2005
adult	10.3 - 13.7	Reynolds & Casterlin, 1979
adult	12	Spigarelli et al., 1983
-	12	Jammes, 1931
-	14.3	Cherry et al., 1977
-	13.8	Spigarelli, 1975

Tabelle 3: Mittlere ($\pm 95\%$ CL) Präferenz-Temperatur verschiedener Altersstadien der Bachforelle zu verschiedenen Jahreszeiten, angepasst nach Elliott & Allonby (2013).

Alter	Monat	Temperatur- Präferenz [°C]	
		Nicht gefüttert	gefüttert
0 ⁺	Mai	16.3 \pm 0.06	14.5 \pm 0.08
	August	16.3 \pm 0.10	14.4 \pm 0.10
	November	16.2 \pm 0.12	14.3 \pm 0.12
1 ⁺	August	15.9 \pm 0.12	14.0 \pm 0.10
	November	15.5 \pm 0.22	13.5 \pm 0.12
2 ⁺	August	14.3 \pm 0.24	12.1 \pm 0.14
	November	13.5 \pm 0.28	11.3 \pm 0.18
3 ⁺	August	12.1 \pm 0.32	9.5 \pm 0.18
	November	12.0 \pm 0.34	9.5 \pm 0.36

Nach Jonsson und Jonsson (2011) besteht ein positiver Zusammenhang zwischen der Wachstumsrate von Forellen und der Wassertemperatur: Diese steigt meist bis zu einem art-spezifischen Optimum von 13 - 17 °C an und fällt danach mit steigenden Temperaturen wieder ab. Dabei werden Wachstum und die Aktivität bei höheren Temperaturen in erster Linie durch den Sauerstoffgehalt im Wasser limitiert (Jonsson & Jonsson, 2011).

3 Material und Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Im Rahmen der Masterarbeit wurde der unterste Abschnitt der Pomareda Aue an der Moesa, ein Auengebiet von nationaler Bedeutung (Objekt Nr. 162), als Modellökosystem untersucht. Sie liegt im Kanton Graubünden oberhalb von Lostallo auf rund 450 m ü.M (Abbildung 4).

Die Moesa entspringt oberhalb des San-Bernardino-Passes auf rund 2'250 m ü.M. und fliesst anschliessend in südlicher Richtung durch das Misox, einem Bündner Südtal. In Arbedo-Castione, oberhalb von Bellinzona, mündet die Moesa nach rund 43 km auf 230 m ü.M. in den Ticino. Die Moesa entwässert ein 474.9 km² grosses Einzugsgebiet. Ihr grösster Zufluss ist die Calancasa, mit welcher sie sich in Grono vereinigt.

Die Moesa ist ein mittelsteiles, grosses Fliessgewässer der kollinen, karbonatischen Alpen-südflanke (Schaffner et al., 2013). Während der Oberlauf oberhalb von Soazza überwiegend wenig beeinträchtigt bis naturnah ist, sind der Mittel- und Unterlauf der Moesa mit Ausnahme weniger Auenreste über weite Strecken begradigt, wodurch ein mehrheitlich stark beeinträchtigter, bis naturfremder ökomorphologischer Zustand resultiert. Mit einem Gefälle von meist deutlich über einem Prozent ist die Moesa mehrheitlich der Forellenregion zuzuordnen. Im Unterlauf und in den wenigen Auengebieten ist der Fluss deutlich breiter und das Gefälle oft unter einem Prozent. Gemäss Huet (1949) sind diese Abschnitte im Übergangsbereich von der unteren Forellenregion zur oberen Äschenregion einzuordnen. Äschen und typische Begleitarten der Äschenregion wie der Strigione, kommen in der Moesa allerdings nur bis Cama vor. Oberhalb Cama besiedeln Forellen und Groppen die Moesa (CSCF, 2020).

Der mittlere Abfluss (MQ) der Moesa beträgt in Lumino 20.2 m³/s, der kleinste, über 7 aufeinanderfolgende Tage gemittelte Abfluss innerhalb eines Niedrigwasserjahres (NM7Q) 4.3 m³/s, und das Hochwasser mit einer Wiederkehrperiode von 2 Jahren (HQ2) 303 m³/s (BAFU, 2020). Das Abflussregime kann als pluvio-nival-méridional beschrieben werden mit den jahreszeitlich höchsten Wasserständen im Frühling (Mai - Juni). Die Vergletscherung im Einzugsgebiet beträgt rund 0.1 % (BAFU, 2020).

Das hydroelektrische Potenzial der Moesa wird durch mehrere Kraftwerksanlagen im Einzugsgebiet genutzt. Insgesamt vier Anlagen («Soazza», «Lostallo», «Grono» und «Sassello») verursachen Schwall-Sunk in der Moesa und beeinflussen dadurch das Abflussregime wesentlich. Die Pomareda Aue wird durch die Wasserrückgabe der Zentrale Soazza beeinträchtigt, dem obersten Kraftwerk, welches Schwall-Sunk verursacht und das durch die Misoxer Kraftwerke AG betrieben wird. Das Wasser, welches in der Zentrale Soazza verarbeitet wird, stammt einerseits aus dem Stausee Isola am San-Bernardino-Pass und andererseits aus der Calancasca und einzelnen kleineren Zuflüssen. Vom Lago d'Isola auf rund 1'600 m ü.M. wird das Wasser zuerst im Kraftwerk Isola verarbeitet und im Ausgleichsbecken Spina zwischengespeichert. Das Wasser aus der Calancasca gelangt über die Wasserfassung und die Zentrale Valbella in das Ausgleichsbecken Spina. Ab hier gelangt das Wasser nach Soazza, wo zwei Turbinen mit einer Ausbaumassermenge von jeweils 7 m³/s (total 14 m³/s) das Wasser verarbeiten (ANU GR, 2014).

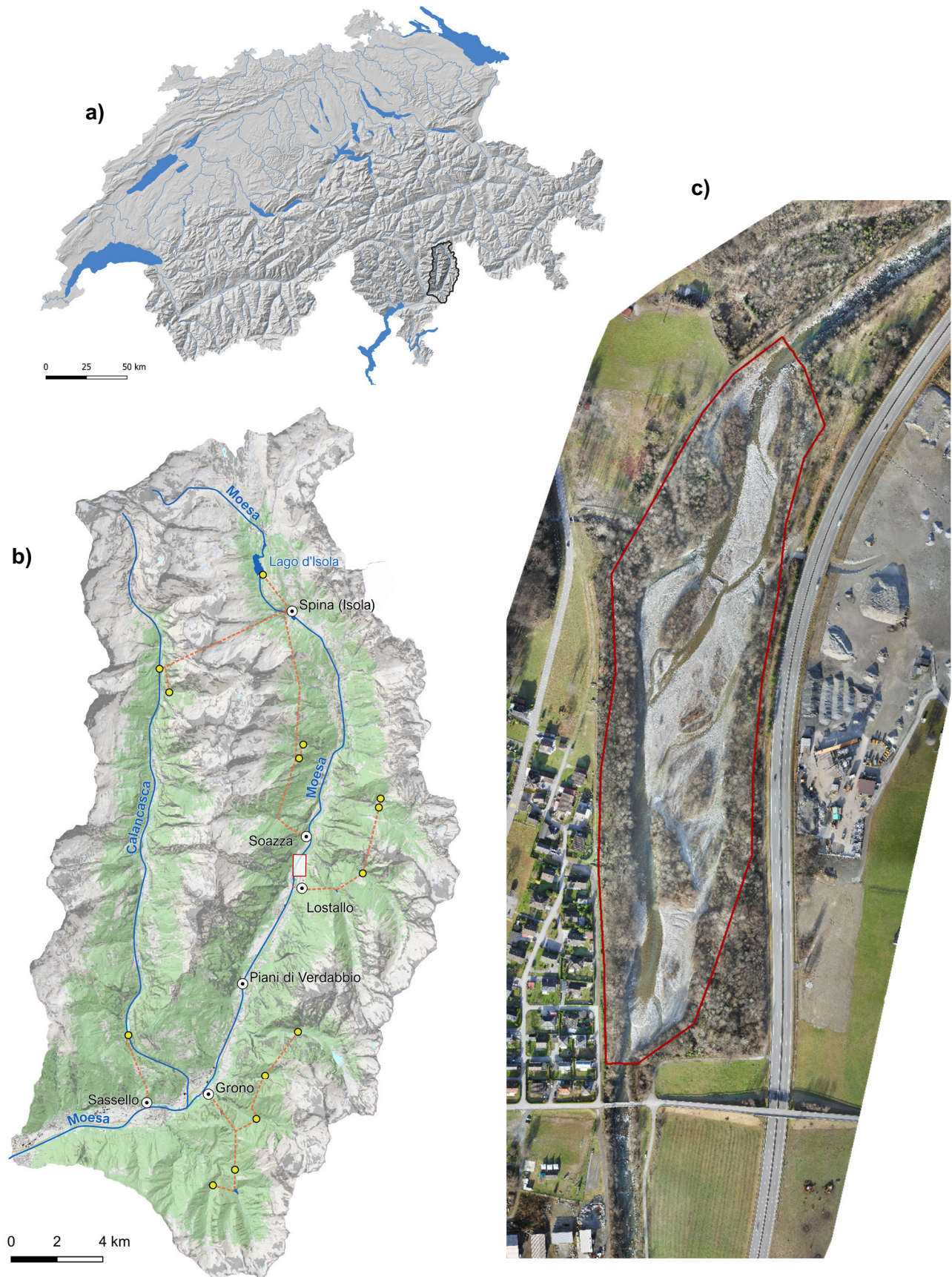


Abbildung 4: a) Reliefkarte (swissALTI3D) und Gewässernetz (Vector1000) der Schweiz, Einzugsgebiet der Moesa ist schwarz umrandet; b) Einzugsgebiet der Moesa und der Calancasca (Karte swissTLM) sowie Lage der Wasserkraftwerke (schwarz-weiße Kreise), der Wasserfassungen (gelbe Punkte) und der Zuleitungen (rote Linie) gemäss ANU (2014), der Untersuchungsperimeter ist rot umrandet; c) Drohnengestütztes RGB-Luftbild des Untersuchungsgebietes vom 19.12.2018 (ZHAW), rot umrandet ist der Modell-Perimeter. Kartengrundlagen © swisstopo

3.2 Datengrundlagen und Ablaufschema der Datengenerierung

Das Vorgehen der Datengenerierung richtete sich nach dem in Abbildung 5 aufgezeigten Flussdiagramm. Grundlage für die im Rahmen dieser Masterarbeit durchgeführten Habitatmodellierungen bildete ein numerisches 2D-Modell der Moesa, mit welchem die raumzeitliche Verteilung der abiotischen Parameter Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Wassertemperatur für verschiedene Szenarien berechnet werden konnte. Das hydraulische Modell, d.h. die Erstellung des Berechnungsgitters sowie die Kalibrierung und Validierung, erfolgte im Rahmen einer Masterarbeit an der VAW (Paszti, 2019) mittels der Simulationssoftware BASEMENT (Vetsch et al., 2020). Das numerische Modul für die thermodynamische Modellierung ist eine experimentelle Funktion von BASEMENT v3 und wurde an der EAWAG im Rahmen eines Forschungsprojektes entwickelt (Vanzo et al., in Vorbereitung).

Auf Grundlage der hydrologischen und meteorologischen Verhältnisse wurden repräsentative Szenarien für den Frühsommer generiert. Die Resultate der numerischen Modellierung wurden anschliessend mit den Habitatansprüchen für juvenile Bachforellen in Beziehung gesetzt, um anhand des Grades der Übereinstimmung die Habitateignung abzuleiten.

Nachfolgend werden die Datengrundlagen aufgeführt, welche einerseits für die Erstellung, Kalibrierung und Validierung des numerischen Modells verwendet und andererseits für die Herleitung repräsentativer Szenarien benötigt wurden.

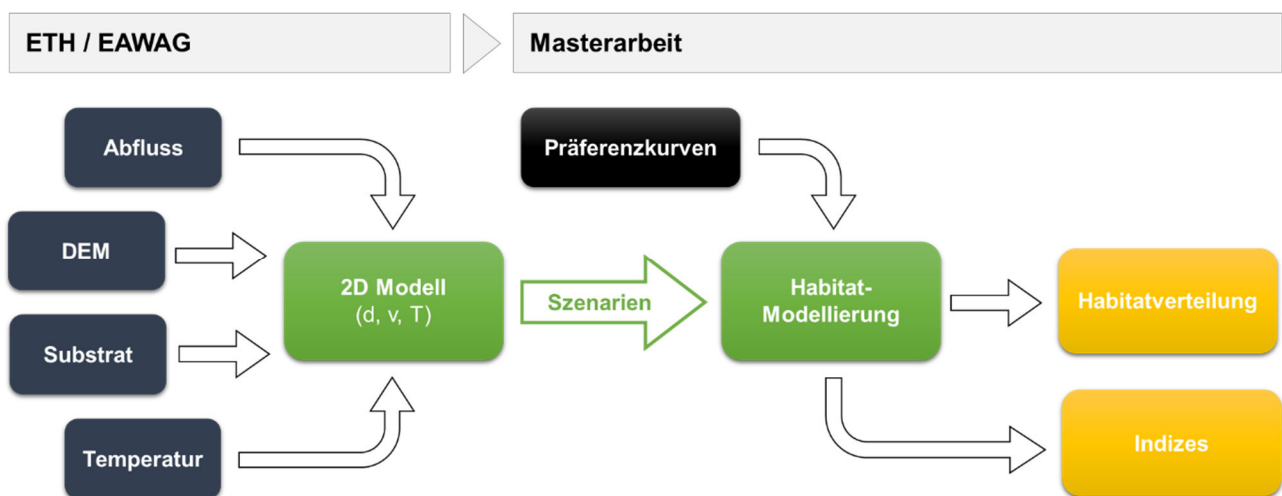


Abbildung 5: Ablaufschema der Datengenerierung mit den Inputgrössen (schwarz) und den Modell-Outputs (orange). (DEM = digitales Geländemodell; Substrat = Korngrössenverteilung; d = Tiefe; v = Fliessgeschwindigkeit; T = Temperatur).

3.2.1 Topografie und Berechnungsgitter

Um die Topografie des Untersuchungsperimeters abzubilden, wurde durch die ZHAW ein digitales Geländemodell (DEM) der Aue erstellt. Grundlage bildete ein georeferenziertes Luftbild, welches mittels einem UAV («Unmanned Aerial Vehicle», eBee Classic™ «fixed-wing drone system») mit einer RGB Kamera (S.O.D.A) und insgesamt 14 GCP («Ground Control Points») am 19.12.2018 bei einem Abfluss von $2.0 \text{ m}^3/\text{s}$ aufgenommen wurde. Die Verarbeitung des Luftbildes erfolgte über das SfM-Verfahren («Structure from Motion»), wozu die Software Pix4Dmapper verwendet wurde (Pix4D, 2020). Die Topografie unter der Wasseroberfläche wurden am 13.03.2019 durch die ETHZ / VAW anhand von Querprofilen und DGPS bestimmt. Die verwendeten GPS-Geräte wiesen eine horizontale Genauigkeit von $1.0 / 0.8 \text{ cm}$ und eine vertikale Genauigkeit von $2.0 / 1.5 \text{ cm}$ (Trimble R8 GNSS / Trimble R10 GNSS und Trimble TSC3 Controller) auf (Trimble, 2020). Aus diesen Daten wurde durch Paszti (2019) ein zweidimensionales trianguläres Berechnungsgitter abgeleitet (.2dm-Datei), welches anschliessend als Grundlage für die numerische Modellierung diente (Abbildung 6). Das Berechnungsgitter umfasste total 175'520 Zellen und wies eine mittlere Zellgrösse von 0.62 m^2 auf.



Abbildung 6: Berechnungsgitter der Moesa mit zugehörigen Rauigkeits Regionen nach Paszti (2019). Für die Analysen wurde das Berechnungsgitter auf den rot umrandeten Bereich begrenzt (vgl. Kap. 3.5).

3.2.2 Abfluss und Wassertemperatur

Seit 2012 wird der Wasserpegel der Moesa in Soazza durch eine kantonale hydrologische Messstation kontinuierlich aufgezeichnet (ANU – Amt für Natur und Umwelt GR). 2019 führte die kantonale Fachstelle ADCP-Messungen bei dieser Messstation durch. Paszti (2019) verwendete drei Pegel-Abfluss-Paare, die aus diesen ADCP-Messungen hervorgingen, um eine Pegel-Abflussbeziehung zu erstellen (Abbildung 7). Auf dieser Grundlage konnte der Abfluss der Moesa bei Soazza aus den Pegel-Aufzeichnungen berechnet werden (Abbildung 8). Die Pegel-Abfluss-Beziehung beschränkte sich jedoch auf Abflüsse unter $16 \text{ m}^3/\text{s}$.

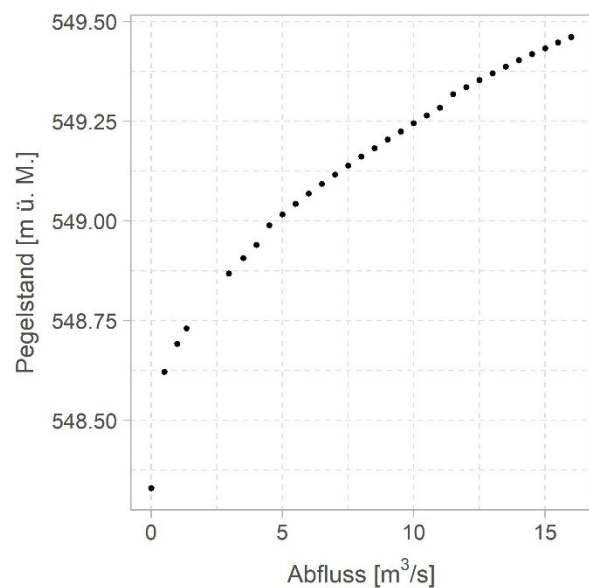


Abbildung 7: Pegel-Abfluss-Beziehung bei der Station Soazza Brücke nach Paszti (2019).

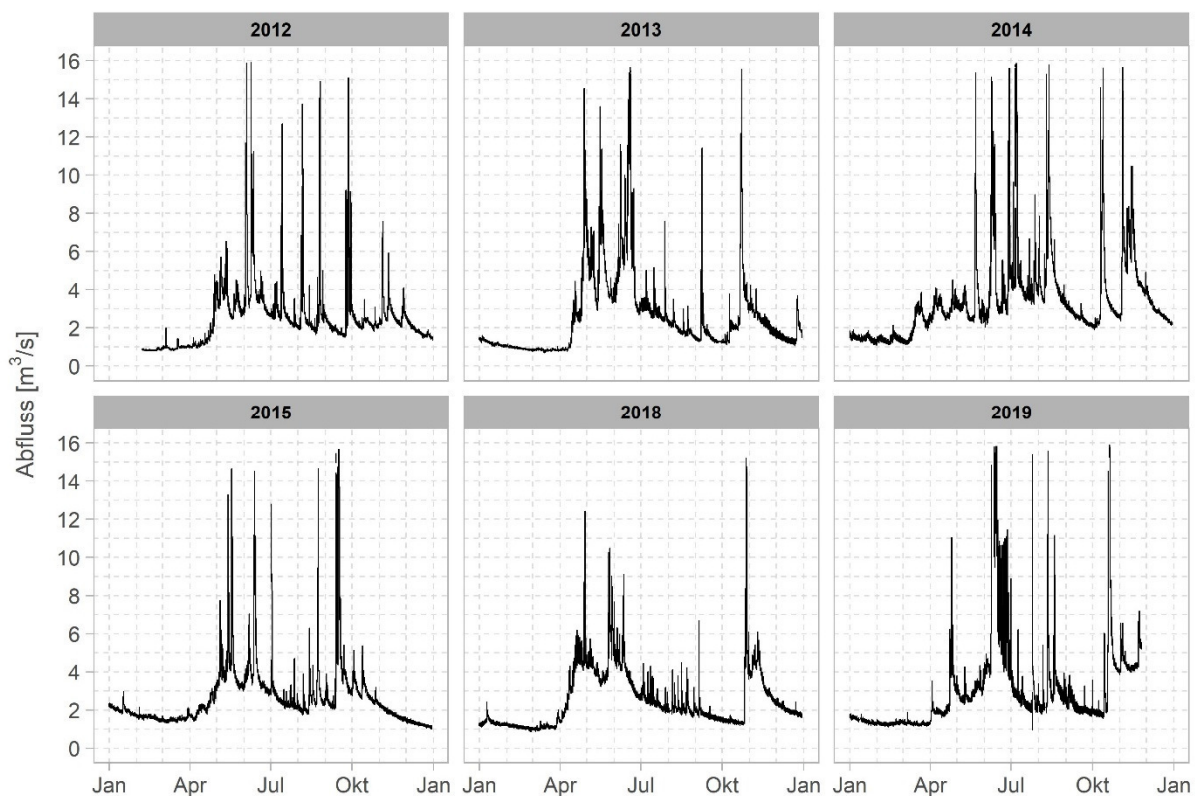


Abbildung 8: Abflussganglinie der Moesa bei Soazza, Brücke von 2012 bis 2019 (Daten ANU GR). Die Daten der Jahre 2016 und 2017 wurden aufgrund von Unregelmässigkeiten ausgeschlossen.

Im Dezember 2018 installierte die ETH / VAW zusätzlich 13 Datenlogger (HOBO) in der Aue, welche den Wasserdruck und die Wassertemperatur kontinuierlich aufzeichneten (Abbildung 9). Ein zusätzlicher Sensor wurde im Februar ausgebracht. Das Hochwasser vom 12. Juni 2019 beschädigte mehrere Logger und spülte zudem mehrere Logger fort. In der Folge wurden im August 2019 die beschädigten und verloren gegangenen Logger ersetzt.

Da die in-situ-Messungen der Wassertemperatur in ihrer räumlichen Auflösung beschränkt sind, wurden zusätzlich UAV-gestützte Thermalbilder (Thermomap™ Thermalkamera) für die Messung der Wassertemperatur am 07.02.2019 durch die ZHAW erstellt ($Q \sim 1.4 \text{ m}^3/\text{s}$). Für die Georeferenzierung der Thermalbilder sowie für die Extraktion der Wasserpixel aus den Thermalbildern wurden am selben Tag multispektrale Aufnahmen mit einem UAV ausgeführt. Eine weitere Befliegung fand am 27.08.2019 nach dem Juni-Hochwasser statt. Diese Methode wird zunehmend als geeignete Technik zur Charakterisierung von thermischen Habitatprozessen mit hoher räumlicher Auflösung akzeptiert (Carbonneau & Piégay, 2012; Dugdale, 2016).

Die Daten der Datenlogger und der Thermalbilder dienten einerseits zur Validierung und Kalibrierung des hydro- und thermodynamischen Modelles, andererseits zur Bildung von Szenarien für die Habitatmodellierung.



Abbildung 9: Lage der Datenlogger (inkl. ID) in der Pomareda Aue, welche die Wassertemperatur und den Wasserdruck kontinuierlich aufzeichneten.

3.2.3 Meteorologische Daten

Um die meteorologischen Verhältnisse im Untersuchungsperimeter abzubilden, wurden Daten der Meteorologischen Messtation Grono auf 323 m ü.M. vom Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz für den Zeitraum vom 01.10.2018 - 31.10.2019 bezogen. Für die Modellierung der Wassertemperatur berücksichtigt wurden die Stundenmittelwerte der Globalstrahlung, der Lufttemperatur und der Windgeschwindigkeit (Tabelle 4).

Tabelle 4: Für die Modellierung berücksichtigte meteorologische Parameter der Station Grono (Daten: MeteoSchweiz).

Parameter	Einheit	Auflösung	Beschreibung
gre000h0	W/m ²	Stundenmittel	Globalstrahlung
tre200h0	°C	Stundenmittel	Lufttemperatur 2 m über Boden
fk1010h0	m/s	Stundenmittel	Windgeschwindigkeit skalar

3.2.4 Wasserkraft Produktion

Die Betreibergesellschaft des Kraftwerks Soazza, die Misoxer Kraftwerke AG, stellte Produktionsdaten (Abfluss der Wasserrückgabe) einiger Wochen im Zeitraum von Februar bis Mai 2019 mit einer Auflösung von 3 min zur Verfügung (Tabelle 5). Diese Daten wurden verwendet, um möglichst realistische Schwall-Sunk-Szenarien für die Habitatmodellierung zu definieren.

Tabelle 5: Zeiträume der Datenabgabe durch die Misoxer Kraftwerke AG

Monat	Datum	Tage
Februar	05.02.2019 - 11.02.2019	7
März	05.03.2019 - 20.03.2019	16
April	08.04.2019 - 13.04.2019	6
Mai	20.05.2019 - 25.05.2019	6

3.2.5 Habitateignungskurven

Habitateignungskurven («Habitat Suitability Curves HSC») beschreiben die Habitat-Präferenzen für verschiedene abiotische Parameter und verschiedene Lebensphasen auf einer Skala zwischen 0 (komplette Meidung) und 1 (beste Eignung). Die Werte für HSC werden meist aus Häufigkeitsverteilungen von empirisch abgeleiteten Daten der Habitatnutzung und der Habitatverfügbarkeit bestimmt (Macura et al., 2018; Person, 2013).

Im Rahmen der Masterarbeit konnten keine spezifischen Habitateignungskurven für die Moesa erstellt werden. Daher wurden generalisierte HSC für die Wassertiefe und die Fließgeschwindigkeit aus Hauer et al. (2014) herangezogen, welche für die frühen Entwicklungsstadien (0^+) der Bachforelle im Zeitraum von Mai bis Juni entwickelt wurden (Abbildung 10). Dabei stützten sich die Autoren auf bestehende Literatur und auf die Einschätzung von Experten.

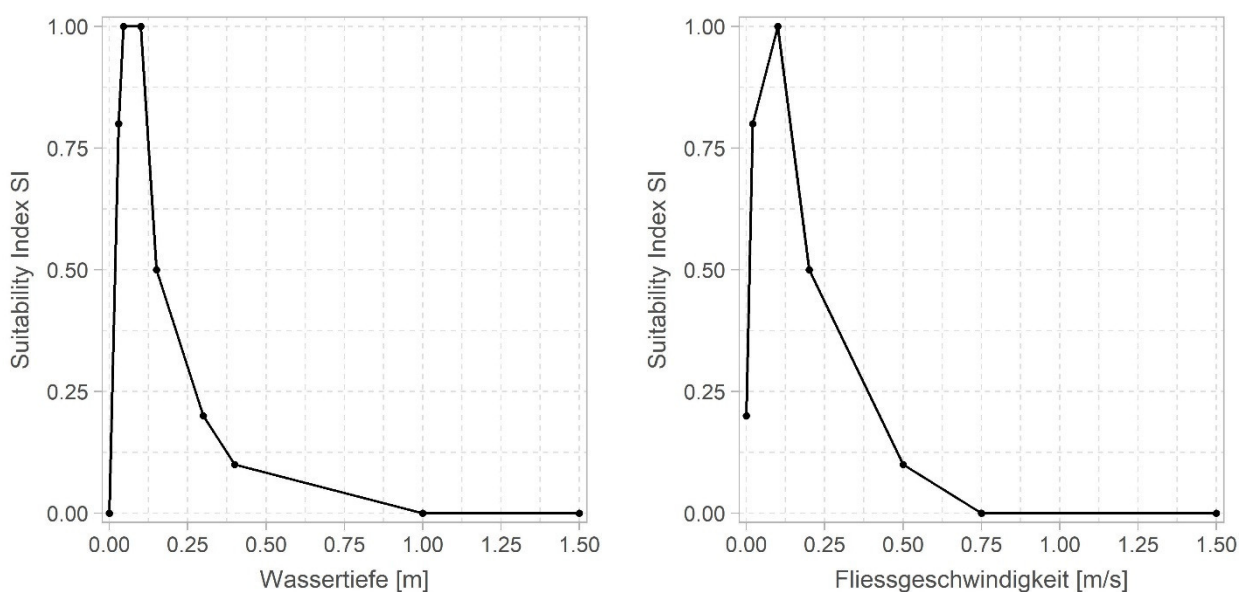


Abbildung 10: Generalisierte Habitateignungskurven bezüglich der Wassertiefe (links) und Fließgeschwindigkeit (rechts) für 0^+ Bachforellen, übernommen aus Hauer et al. 2015.

Für die Wassertemperatur existieren noch keine spezifischen Habitateignungskurven. Daher stützte sich die Untersuchung auf die Arbeit von Elliott & Allonby (2013), welche die Temperaturpräferenzen verschiedener Entwicklungsstadien der Bachforelle analysierte (vgl. Kapitel 2.3).

3.3 Numerische Modellierung

Die numerischen Modellierungen wurden mit BASEMENT V3.0.1 durchgeführt (Vetsch et al., 2019). Die topografische Grundlage für alle Simulationen bildete das Berechnungsgitter der Moesa (vgl. 3.2.1), welches in BASEMENT als .2dm-Datei eingelesen wurde. In Tabelle 6 ist die Parametrisierung aufgeführt, welche allen Simulationen zugrunde lag und durch Paszti (2019) und Vanzo (in Vorbereitung) kalibriert und validiert wurde.

Tabelle 6: Modell-Einstellungen in BASEMENT V3.0.1, um die hydraulischen und thermischen Verhältnisse in der Moesa zu berechnen.

MODUL	Parameter	Wert / Typ	Beschreibung
HYDRAULIK	Methode der Interpolation	weighted	Gewichtungsfaktor, berücksichtigt die Zellgeometrie (Dreieck)
	Reibung (Friction)	Strickler	Reibung wird mit Gauckler-Strickler-Ansatz im Modell berücksichtigt
	Dichte der Flüssigkeit	1000 kg/m ³	Dichte von Wasser
	CFL-Zahl	0.95	Courant-Friedrichs-Lewy-Zahl zur Diskretisierung zeitabhängiger partieller Differentialgleichungen
	Maximaler Zeitschritt	100 s	Maximal erlaubter Zeitschritt
	Minimale Wassertiefe	0.005 m	Minimale Wassertiefe zur Abgrenzung trocken - benetzt
	Neigung Zufluss	2.6 %	Neigung im Zuflussbereich des Berechnungsgitters
	Neigung Ausfluss	3.6 %	Neigung im Ausflussbereich des Berechnungsgitters
	Randbedingung beim Zufluss	Ganglinie	Abflussganglinie
	Randbedingung beim Ausfluss	uniform	gleichmässige Verteilung der Wassertiefe für das angegebene Gefälle
TEMPERATUR	Randbedingung beim Zufluss	Ganglinie	Temperaturganglinie
	Randbedingung beim Ausfluss	passiv hinaus	Temperaturmasse, die am Rand der Domain ankommt, fliesst hinaus
	Anfangsbedingung	9.5 °C	Anfängliche Wassertemperatur in allen Zellen gleich
	Spezifische Wärmekapazität	4186 J / (kg x K)	Spez. Wärmekapazität von Wasser
	«Shading Factor»	0.2	Faktor von 0 bis 1, welcher die einkommende Strahlung reduziert
	«Friction Heating Factor»	0.1	Faktor von 0 bis 1, um die Erwärmung über die Reibung zu berücksichtigen
	Diffusion	-	Berücksichtigt konvektiven Wärmetransfer zwischen den Zellen
ZEITSCHRITTE	Anfangs-Zeitschritt [s]	0.1	beeinflusst den Zeitschritt ohne Durchfluss, um eine numerische Instabilität zu vermeiden
	Minimaler-Zeitschritt [s]	0.0001	gibt eine Warnung aus, wenn der tatsächliche Zeitschritt niedriger als der minimale Zeitschritt ist

Nicht berücksichtigt wurden der Geschiebetransport und der Austausch mit dem Grundwasser. Für die Modellparameter «Shading Factor», «Friction Heating Factor» und «Diffusion» wurde eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt, um den Einfluss der einzelnen Parameter auf die Modellausgabe abschätzen zu können (vgl. Anhang 1).

In einem ersten Schritt wurden mehrere stationäre Abflussbedingungen (Eingangsbedingungen = Ausgangsbedingungen) zwischen 1 und 20 m³/s simuliert, um einerseits die Modellausgabe zu plausibilisieren und um andererseits das hydraulische Habitatangebot über den gesamten möglichen Abflussbereich mit Schwall-Sunk (jedoch ohne Hochwasser) bewerten zu können. Um sicherzustellen, dass für jeden Abfluss stationäre Bedingungen erreicht wurden, wurde jeder stationäre Abfluss über eine Dauer von auf 6 Stunden (21'600 Sekunden) simuliert.

In einem zweiten Schritt wurden verschiedene hydrometeorologische Szenarien mit unterschiedlichen Tagesganglinien der Wassertemperatur und verschiedenen meteorologischen Einflussfaktoren unter drei konstanten Basisabflüssen simuliert. Die Herleitung der einzelnen Szenarien ist in Kapitel 3.4 beschrieben. Die Tagesganglinien aller Szenarien wurden in diskrete Zeitschritte überführt. Da die Datengrundlagen zum Teil unterschiedliche Zeitformate aufwiesen, wurde alle Szenarien in «Central European Time» (CET = UTC+1), Winterzeit, gerechnet. Bei diesen Szenarien wurde eine Vorlaufzeit von einem Tag (86'400 Sekunden) in die Simulationen miteinbezogen, um zu gewährleisten, dass sich die neuen Bedingungen der jeweiligen Simulation im gesamten Perimeter eingestellt hatten. Ausserdem wurden als Anfangsbedingung die Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten bei 2, 4 oder 6 m³/s Abfluss (in Abhängigkeit des definierten Basisabflusses) aus der stationären Simulation verwendet, um die Simulationen nicht mit trockenen Bedingungen zu starten. Die anfängliche Wassertemperatur wurde in allen Zellen gleich der mittleren Tagestemperatur der definierten Szenarien (9.5 °C) festgelegt.

Als Ausgabeintervalle dienten Zeitschritte von 900 s. Nach den Simulationen wurde für jeden Zellmittelpunkt im Berechnungsgitters ein tiefengemittelter Wert für die Fliessgeschwindigkeit, die Wasserspiegellage und die Wassertemperatur als h5-Datei exportiert. Die Daten wurden anschliessend für das Postprocessing in R überführt (R Core Team, 2019). Die Resultate für die einzelnen Zeitschritte wurden mit dem R-Package «h5» (Annau, 2017) ausgelesen und mit dem R-Package «tidyverse» (Wickham, 2017) weiter aufbereitet und graphisch dargestellt. Aus der Differenz von Wasserspiegel- und Gewässersohlenlage wurde die Wassertiefe berechnet. Die absolute Geschwindigkeit wurde aus den vektoriellen X- und Y-Komponenten abgeleitet.

3.4 Herleitung und Definition der Szenarien

Die vorliegende Arbeit legte den Fokus auf die Abfluss- und Temperaturverhältnisse im Frühsommer, wenn die Wasserstände der Moesa durch die Schneeschmelze erhöht, die Wassertemperatur moderat am Ansteigen und die einkommende Strahlung der Sonne bereits hoch ist. Es wird angenommen, dass dadurch die Voraussetzungen gegeben sind, dass sich eine räumliche Heterogenität der Wassertemperatur in der Flussaue einstellt, welche potenziell von juvenilen Bachforellen durch die Wahl ihrer Habitate ausgenutzt werden könnte, um die Energieaufnahme im Verhältnis zu den physiologischen Kosten zu optimieren und dadurch beispielsweise einen Wachstumsvorteil zu erhalten.

Um möglichst repräsentative Tagesganglinien von Abfluss und Temperatur zu simulieren, wurden die hydrologischen und meteorologischen Verhältnisse zwischen Mai und Juni analysiert und daraus generalisierte Szenarien abgeleitet. Diese verschiedenen Ganglinien dienten als Eingabe für die numerische Modellierung (vgl. Kapitel 3.3).

3.4.1 Basisabfluss

Zwischen Mai und Juni betrug der mittlere tägliche Abfluss der Moesa bei Soazza zwischen $3.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (2014) und $5.5 \text{ m}^3/\text{s}$ (2013), der Median reichte von 3.1 bis $5.2 \text{ m}^3/\text{s}$. Der tiefste Abfluss wurde 2014 mit $2.4 \text{ m}^3/\text{s}$ registriert (Abbildung 11). Hochwasserspitzen wurden nicht berücksichtigt. Um der Variabilität der Abflussverhältnisse in der Restwasserstrecke in der Simulation Rechnung zu tragen, wurden drei Szenarien mit konstantem Basisabfluss definiert (Abbildung 12):

- ❖ QR2 = $2 \text{ m}^3/\text{s}$
- ❖ QR4 = $4 \text{ m}^3/\text{s}$
- ❖ QR6 = $6 \text{ m}^3/\text{s}$

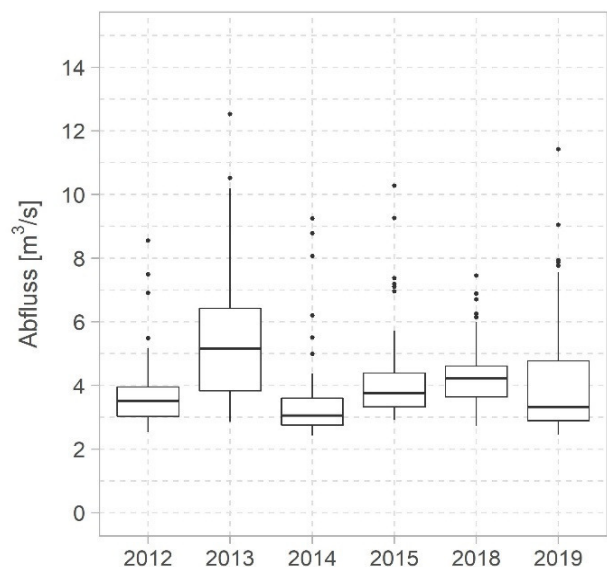


Abbildung 11: Boxplots der Tagesmittelwerte des Abflusses von Mai bis Juni der Jahre 2012 bis 2019. 2016 und 2017 wurden ausgeschlossen, da die Ganglinien grössere Unregelmässigkeiten aufwiesen.

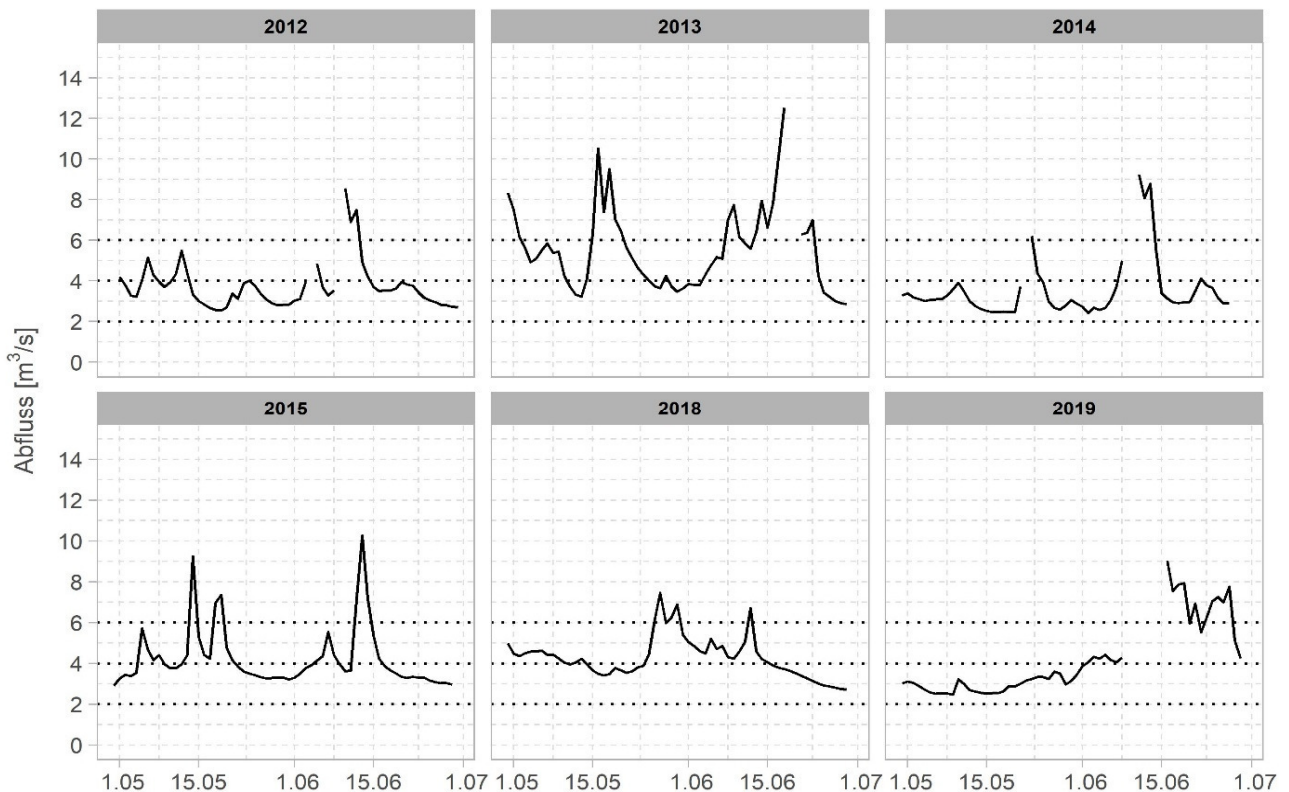


Abbildung 12: Abflussganglinien von Mai bis Juni im Vergleich zu den definierten Szenarien für den Basisabfluss QR (gepunktete Linien). 2016 und 2017 wurden ausgeschlossen, da die Ganglinien grössere Unregelmässigkeiten aufwiesen. Die Lücken in den Daten sind auf Hochwasserspitzen zurückzuführen, welche mit der Pegel-Abfluss-Beziehung nicht quantifiziert werden konnten.

3.4.2 Wassertemperatur und Witterungsverhältnisse

Für den Frühling 2019 standen hydrologische und meteorologische Daten zur Verfügung sowie auch Messdaten der Wassertemperatur der seit Ende 2018 installierten Temperaturlogger. Dies erlaubte eine Gegenüberstellung der einzelnen Parameter (Anhang 2).

Ausgehend von einem repräsentativen Tagesgang der Wasser- und Lufttemperatur sowie der Globalstrahlung bei konstantem Abfluss vom 5. Juni 2019 (Abbildung 13) wurden für diese Grössen generalisierte Ganglinien berechnet. Die Parameter der generalisierten Funktionen wurden aus den gemessenen Daten abgeleitet. Die Windgeschwindigkeit wurde für alle Szenarien mit 2 m/s konstant gehalten. Um den Einfluss dieser Grösse auf die Modellausgabe dennoch abschätzen zu können, wurde eine Sensitivitätsanalyse mit drei weiteren konstanten Windgeschwindigkeiten (0, 4 & 10 m/s) durchgeführt (Anhang 1).

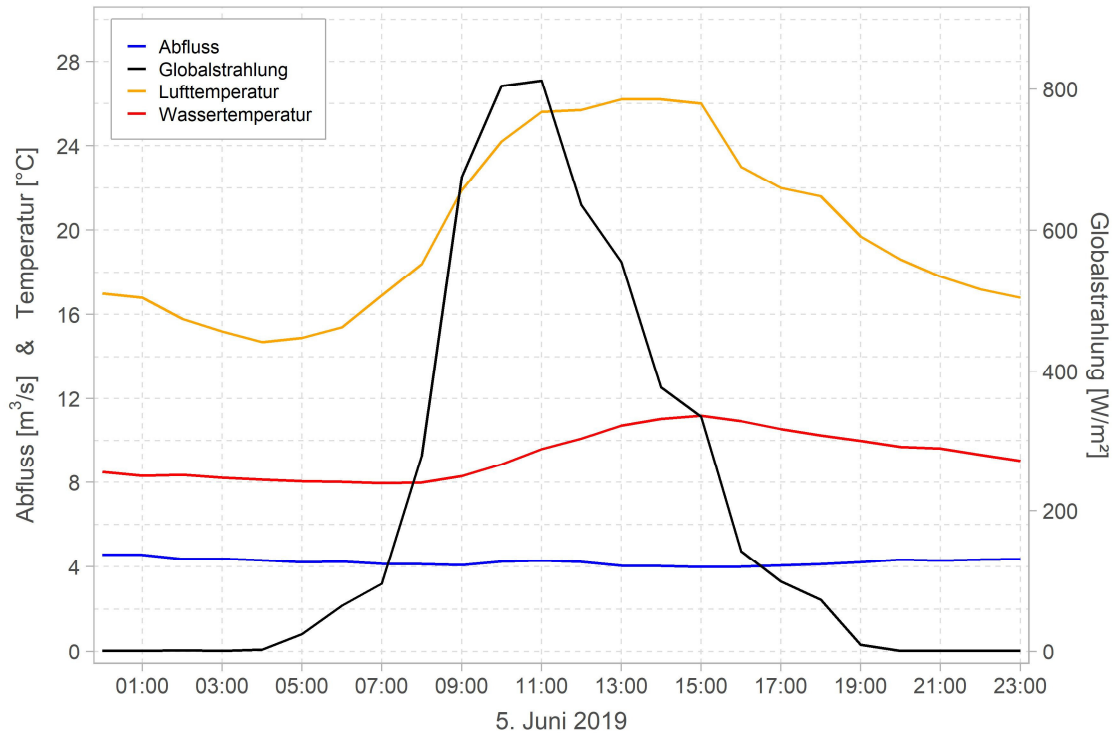


Abbildung 13: Tagesgang von Abfluss, Wassertemperatur, Lufttemperatur und Globalstrahlung am 5. Juni 2019, welcher die Grundlage für die Szenarien bildete.

Um die Ganglinien von Wasser- und Lufttemperatur zu generalisieren, wurde eine harmonische Schwingung angenommen:

$$T_i = \varnothing T + y_0 * \sin\left(\frac{2\pi i}{t * ts_i} + \phi_{i0}\right)$$

Die Temperatur T_i zum Zeitschritt ts_i ist dabei eine Funktion aus dem Periodenmittelwert ($\varnothing T$), der Amplitude (y_0), der Periodendauer (t) und dem Nullphasenwinkel (ϕ_{i0}). Unter dem Nullphasenwinkel wird die Uhrzeit verstanden, um welche die Temperatur dem Periodenmittelwert entspricht.

Um die Globalstrahlung zu generalisieren, wurde eine exponentielle Funktion angenommen:

$$GS_i = GS_{max} * \exp\left(-a\left(\frac{(ts_i - shift)}{t}\right)^2\right)$$

Die Globalstrahlung GS_i zum Zeitschritt ts_i ist dabei eine Funktion aus dem Periodenmaxima (GS_{max}), dem Zeitpunkt der maximalen Strahlung ($shift$), der Krümmung der Glockenkurve (a) und der Periodendauer (t).

Ausgehend vom Szenario, welches dem Tagesgang vom 5. Juni 2019 am besten entsprach («T2», vgl. Tabelle 7), wurden für die drei Parameter Wassertemperatur, Lufttemperatur und Globalstrahlung jeweils zwei weitere Szenarien definiert (Abbildung 14). Bei der Wasser- und Lufttemperatur wurde jeweils die Amplitude (y_0), bei der Globalstrahlung das Periodenmaxima (GS_{max}) angepasst.

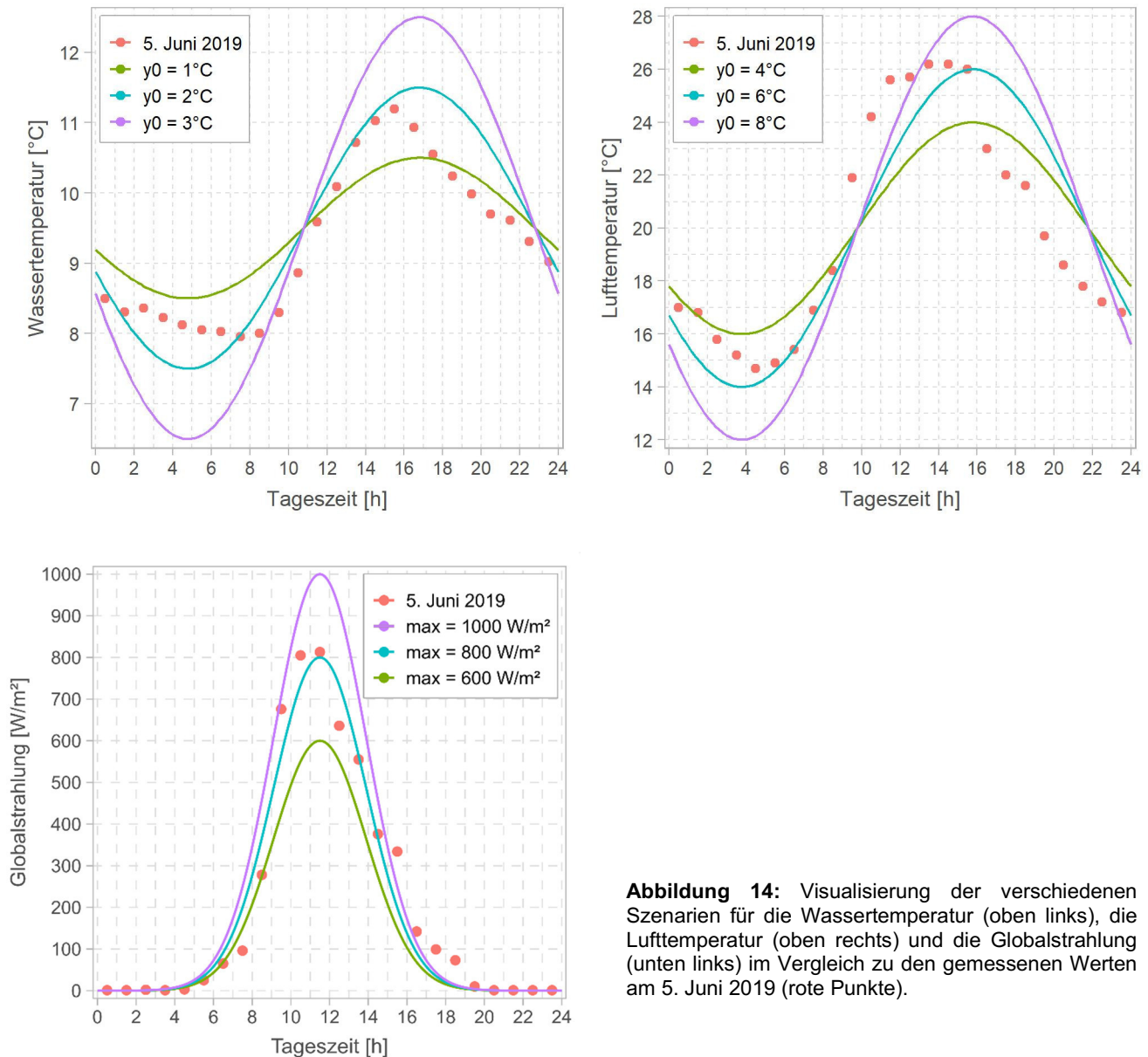


Abbildung 14: Visualisierung der verschiedenen Szenarien für die Wassertemperatur (oben links), die Lufttemperatur (oben rechts) und die Globalstrahlung (unten links) im Vergleich zu den gemessenen Werten am 5. Juni 2019 (rote Punkte).

Die Globalstrahlung und die Amplitude der Lufttemperatur waren im Frühsommer positiv korreliert (Abbildung 15, oben). Auch zwischen der Globalstrahlung und der Amplitude der Wassertemperatur bestand eine leicht positive Korrelation, welche jedoch deutlich schwächer war als zwischen Globalstrahlung und Lufttemperatur. Luft- und Wassertemperatur waren ebenfalls positiv korreliert (Abbildung 15, unten). Der positive Zusammenhang war stärker in Bezug auf die Tagesmittelwerte als in Bezug auf die Tagesamplituden.

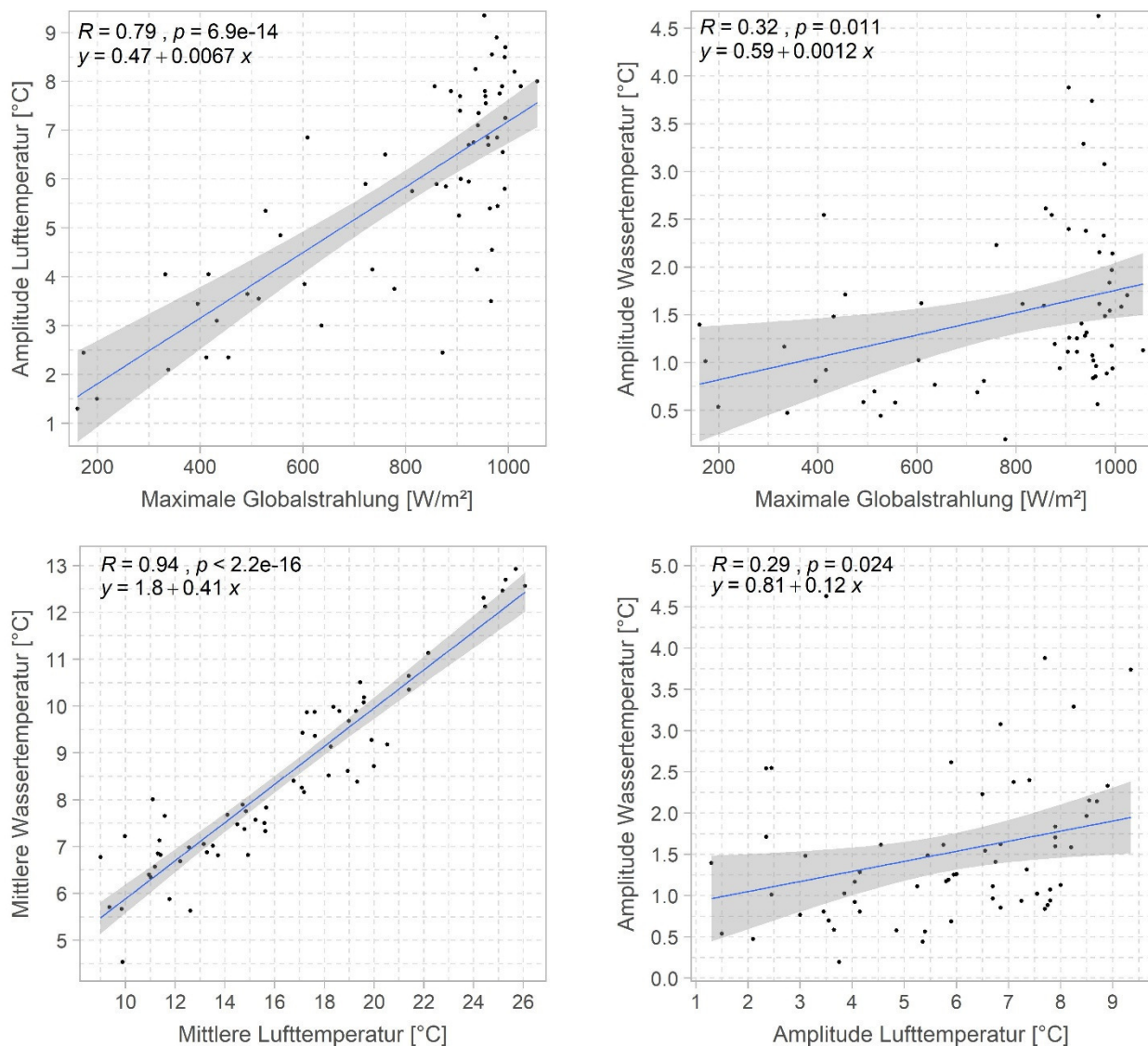


Abbildung 15: Korrelation von maximaler Globalstrahlung mit Amplitude von Lufttemperatur (oben links) und Wassertemperatur (oben rechts) sowie Korrelation von mittlerer Lufttemperatur mit mittlerer Wassertemperatur (unten links) und Amplitude der Lufttemperatur mit Amplitude der Wassertemperatur (unten rechts) zwischen Mai und Juni 2019.

Da die Anzahl möglicher Szenarien aufgrund der Rechenleistung limitiert war, beschränkte man sich auf drei Temperatur-Szenarien (T1 bis T3), in welchen die drei Grössen gekoppelt betrachtet wurden. D.h. es wurden zusätzlich zum Szenario T2, das in etwa dem gemessenen Verlauf vom 5. Juni 2019 entsprach, ein Szenario mit geringer Temperatur-Amplitude und kleinerer Strahlung (T1) sowie ein Szenario mit grösserer Temperatur-Amplitude und höher Strahlung (T3) definiert (Tabelle 7).

Tabelle 7: Parameter der einzelnen Temperatur-Szenarien

T-Szenario	y_0 Wassertemperatur [°C]	y_0 Lufttemperatur [°C]	max. Globalstrahlung [W/m ²]
T1	1	4	600
T2	2	6	800
T3	3	8	1000

3.4.3 Schwall-Sunk und Thermopeaking

Die zwei Turbinen des Kraftwerks Soazza können jeweils 7 m³/s verarbeiten, wodurch sich eine maximale Schwall-Amplitude von 14 m³/s ergibt. Aus den vorhandenen Produktionsdaten der Kraftwerksbetreiber geht hervor, dass der Schwall in der Regel zwischen 2 und 4 Stunden lang andauerte und der Schwall-Abfluss im Maximum um 2.5 m³/s pro Minute zu-, respektive um 3.2 m³/s pro Minute abnahm (Abbildung 16).

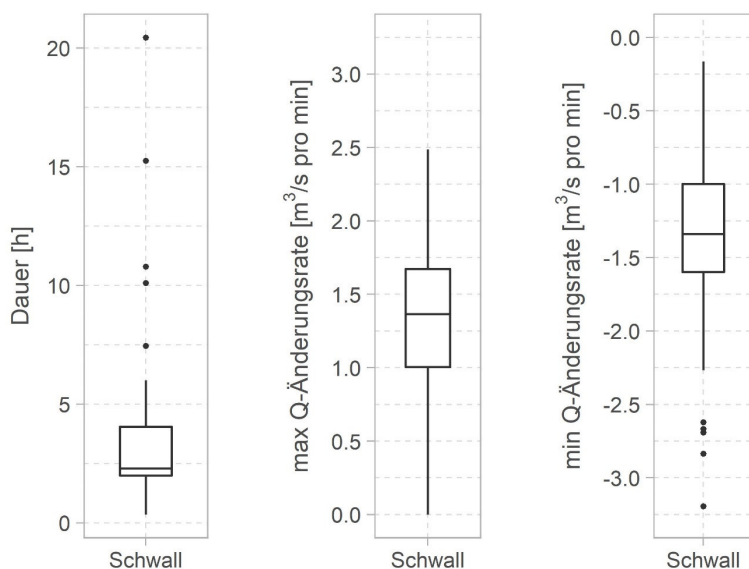


Abbildung 16: Boxplots der Dauer (links), maximalen Abflussänderungsrate (Mitte) und minimalen Abflussänderungsrate (rechts) der einzelnen zur Verfügung stehenden Schwall-Ereignisse (vgl. Kap. 3.2.4).

Oft wurde in den Morgen- und in den Abend-Stunden produziert, mit längeren Sunk-Phasen am Tag und in der Nacht (Abbildung 17).

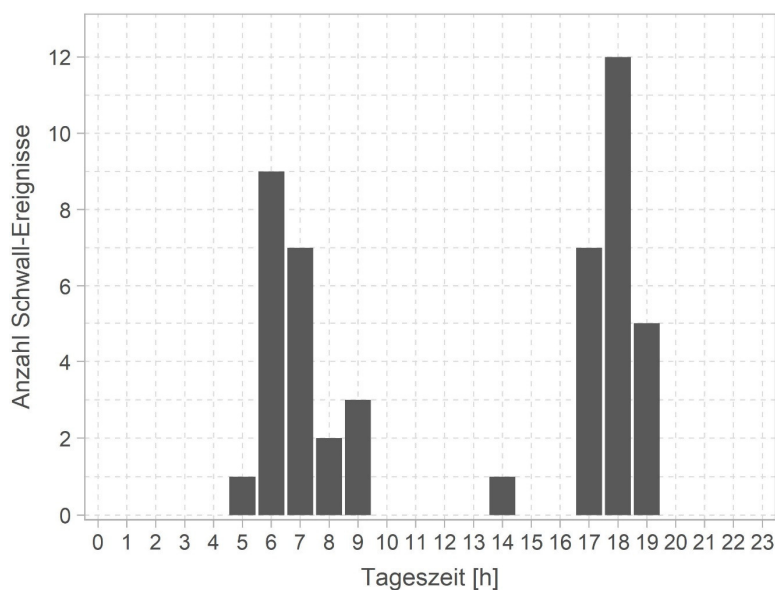


Abbildung 17: Anzahl Schwall-Ereignisse im Zeitraum der zur Verfügung gestellten Daten (vgl. 3.2.4) gruppiert nach deren tageszeitlichen Beginn (Startzeit wurde abgerundet, so dass jede volle Stunde die Anzahl Ereignisse bis zur nächsten vollen Stunde umfasst).

Aus diesen Angaben wurden zwei vereinfachte Schwall-Sunk-Tagesganglinien erstellt, welche sich nur in der Amplitude unterscheiden:

- ❖ 7 m³/s
- ❖ 14 m³/s

Anzahl Peaks (2), Schwall-Dauer (3 h) und Tageszeit (Morgen & Abend) sowie die Abflussänderungsraten (+/- 1.4 m³/s pro Minute) wurden konstant gehalten (Abbildung 18). Zusammen mit dem mittleren Szenario für den Basisabfluss von 4 m³/s ergab sich ein maximaler Abfluss von 18 m³/s.

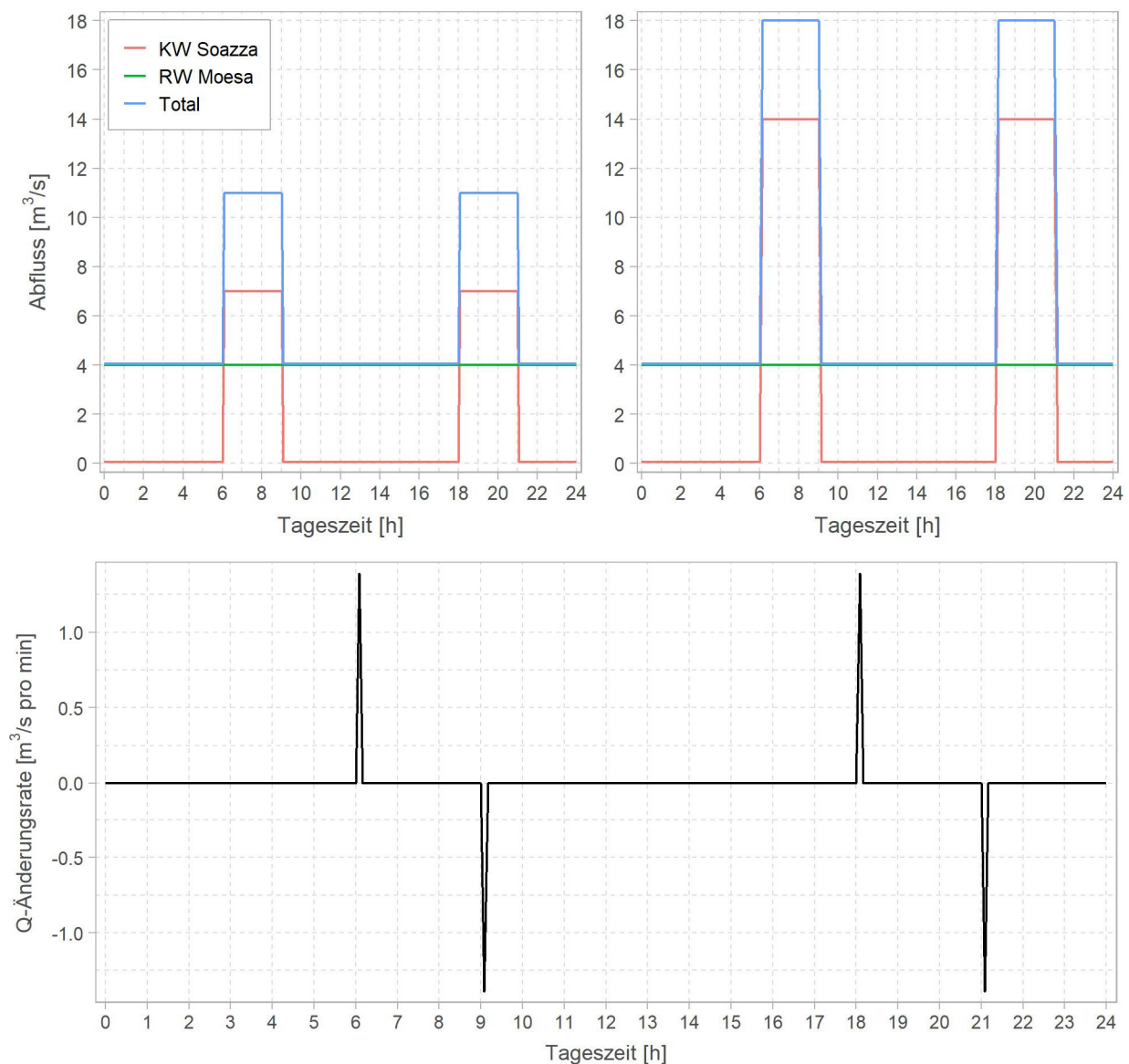


Abbildung 18: Schwall-Sunk-Szenarien mit einer Amplitude von 7 m³/s (oben links) und 14 m³/s (oben rechts) und einer maximalen Abflussänderungsrate von 1.4 m³/s pro Minute (unten) bei einem Restwasserabfluss der Moesa von 4 m³/s.

Die Wassertemperatur bei der Wasserrückgabe konnte nur indirekt abgeschätzt werden, indem die Daten der Temperaturlogger in der Aue während Schwall und Sunk verglichen wurden (Abbildung 19). Zwischen dem 20. und 25. Mai wurde sehr stochastisch produziert, weshalb sich die Wassertemperatur für diesen Zeitraum schwer abschätzen liess.

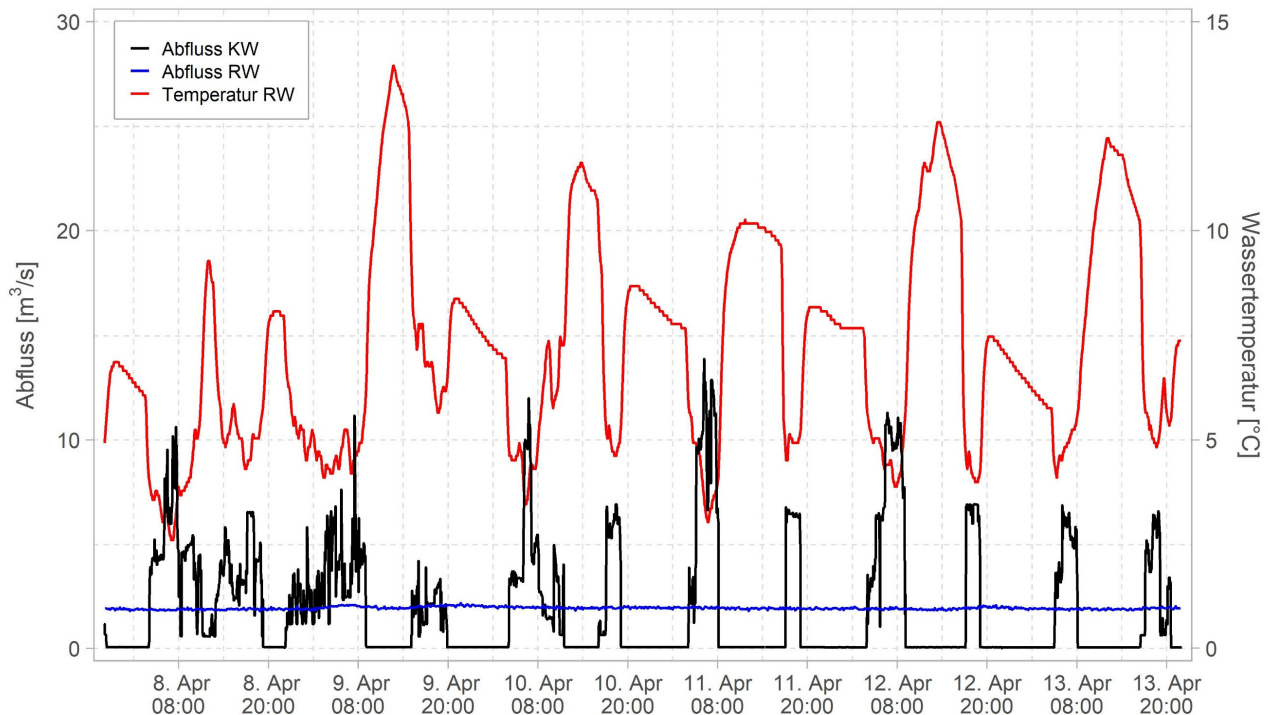


Abbildung 19: Einfluss von Schwall-Sunk auf die Wassertemperatur in der Pomareda Aue am Beispiel der Ganglinien vom 8. bis 13. April 2019 (KW = Wasserrückgabe des KW Soazza; RW = Restwasserstrecke der Moesa).

Die Temperatur der Wasserrückgabe des KW Soazza war in den Monaten Februar bis Mai jeweils kühler als diejenige der Restwasserstrecke. Da für den späteren Frühling und Frühsommer keine Daten vorlagen, wurden drei Szenarien mit konstanter Wassertemperatur für die Wasserrückgabe definiert:

- ❖ 4 °C
- ❖ 6 °C
- ❖ 8 °C

Da für die numerische Modellierung nur eine Eingangstemperatur definiert werden konnte, wurde vereinfacht angenommen, dass sich das Wasser der Wasserrückgabe und der Restwasserstrecke bis zum Modellperimeter (rund 600 m) vollständig durchmischt. Die Eingangstemperatur der verschiedenen Szenarien wurde dann gemäss einem einfachen Mischverhältnis aus Volumen (Abfluss) und Konzentration (Temperatur) bestimmt (Abbildung 20). Die Szenarien mit Thermo-peaking wurden mit einem Basisabfluss von 4 m³/s gerechnet.

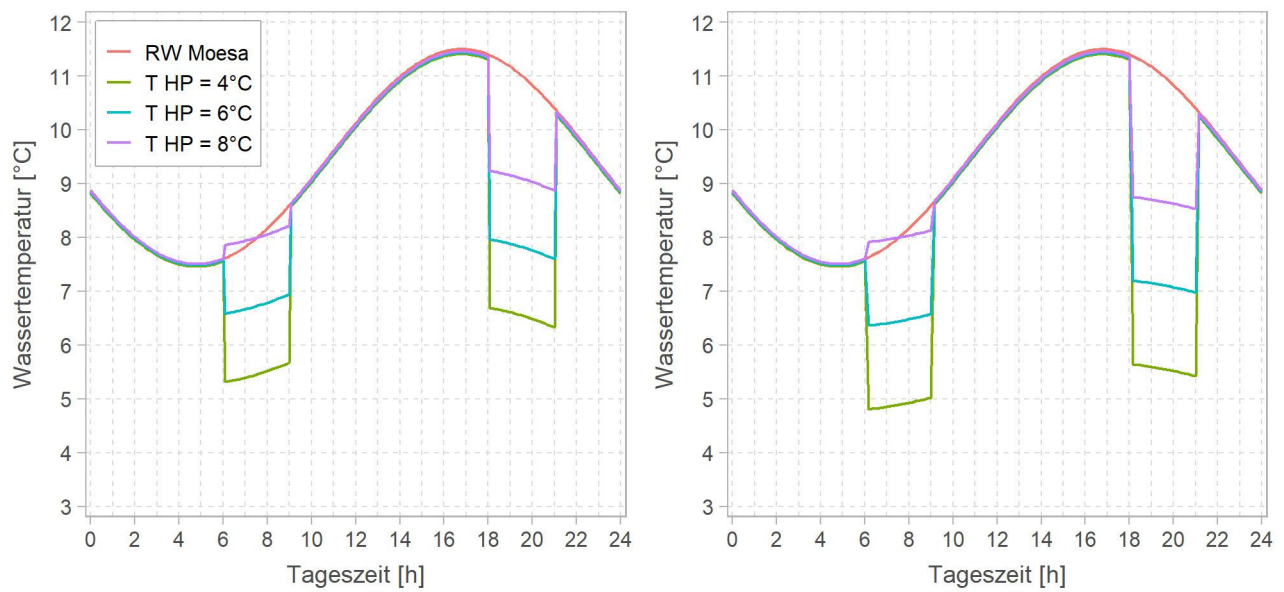


Abbildung 20: Schwall-Sunk-Szenarien mit unterschiedlichen Temperaturen der Wasserrückgabe (T HP) bei einer Schwall-Amplitude von 7 m³/s (rechts) und 14 m³/s (links).

Tabelle 8 fasst die verschiedenen Szenarien aus den definierten Schwall-Amplituden und Schwall-Temperaturen zusammen.

Tabelle 8: Parameter der einzelnen Schwall-Sunk-Szenarien.

HP-Szenario	Schwall-Abfluss [m ³ /s]	Wassertemperatur Schwall [°C]
HP0	-	-
HP7_4	7	4
HP7_6	7	6
HP7_8	7	8
HP14_4	14	4
HP14_6	14	6
HP14_7	14	8

3.4.4 Kombination der einzelnen Szenarien

Aus der Kombination der einzelnen Teilszenarien für den Basisabfluss, der Wassertemperatur und Witterungsverhältnissen sowie der Wasserkraftproduktion ergaben sich 15 finale Szenarien, welche in die numerische Modellierung einfließen (Tabelle 9). 9 Szenarien wurden ohne Schwall-Sunk gerechnet (HP0). Bei diesen Szenarien stand der Einfluss der hydrometeorologischen Einflussfaktoren auf die thermischen Verhältnisse im Vordergrund. Ausgehend vom Szenario T2_QR4 wurden 6 weitere Szenarien mit Schwall-Sunk definiert, anhand von denen der Einfluss von Schwall-Sunk auf die thermische Heterogenität untersucht wurde.

Tabelle 9: Übersicht über die Kombination der einzelnen Szenarien (T = Temperatur-Szenario; QR = Abfluss-Szenario Restwasser; HP = Abfluss und Temperatur der Wasserrückgabe) und deren Parametrisierung (Q = Abfluss; wT = Wassertemperatur; Ø = Periodenmittelwert der harmonischen Schwingung; y0 = Amplitude der harmonischen Schwingung; phi0 = Nullphasenwinkel der harmonischen Schwingung; max = Periodenmaxima der Exponentialfunktion; a = Krümmungsparameter der Glockenkurve; shift = Zeitpunkt des Periodenmaxima der Exponentialfunktion. Die Werte wurden ausgehend vom Szenario «T2_QR4_HP0» (fett) stufenweise angepasst (grau schraffiert). Die Herleitung der einzelnen Szenarien ist in den Kapiteln 3.4.1 bis 3.4.3 beschrieben.

Szenario	Schwall		Basisabfluss				Witterungsverhältnisse						
	Q m³/s	wT °C	Q m³/s	Ø °C	wT °C	phi0 h	Lufttemperatur			Globalstrahlung			Wind m/s
							Ø °C	y0 °C	phi0 h	max W/m²	a -	shift h	
T1_QR2_HP0	-	-	2	9.5	1	22.5	20	4	21.5	600	50	11.5	2
T1_QR4_HP0	-	-	4	9.5	1	22.5	20	4	21.5	600	50	11.5	2
T1_QR6_HP0	-	-	6	9.5	1	22.5	20	4	21.5	600	50	11.5	2
T2_QR2_HP0	-	-	2	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR4_HP0	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR6_HP0	-	-	6	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T3_QR2_HP0	-	-	2	9.5	3	22.5	20	8	21.5	1000	50	11.5	2
T3_QR4_HP0	-	-	4	9.5	3	22.5	20	8	21.5	1000	50	11.5	2
T3_QR6_HP0	-	-	6	9.5	3	22.5	20	8	21.5	1000	50	11.5	2
T2_QR4_HP7_4	7	4	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR4_HP7_6	7	6	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR4_HP7_8	7	8	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR4_HP14_4	14	4	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR4_HP14_6	14	6	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2
T2_QR4_HP14_8	14	8	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2

3.5 Auswertung und Analyse der Szenarien

Die Analyse der hydro- und thermodynamischen Verhältnisse der einzelnen Szenarien erfolgte in R (R Core Team, 2019) und wurde in QGIS (QGIS Entwicklungsteam, 2020) räumlich dargestellt. Grundlage für alle Analysen bildete das ESRI Shapefile des Berechnungsgitters mit variabler Zellgrösse in Abhängigkeit der topografischen Heterogenität (Paszti, 2019). Dieses wurde mit dem R-Package «sf» (Pebesma, 2018) in R eingelesen und bearbeitet. Da die Zellen im Zu- und Ausströmbereich von den Randbedingungen beeinflusst sind, wurde das Berechnungsgitter vorgängig für die Analyse auf die Grösse der eigentlichen Aue begrenzt, d.h. die kurzen, begradigten Abschnitte am oberen und unteren Ende ausgeschlossen (vgl. Abbildung 6, Kapitel 3.2.1). Aus numerischen Gründen wird die Temperatur in einer Zelle mit geringer Wassertiefe durch das Modell überschätzt. Daher wurden alle Zellen mit einer Wassertiefe < 0.05 m in der Analyse nicht berücksichtigt.

3.5.1 Allgemeine Analysen der hydraulischen und thermischen Verhältnisse

Verteilung der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten

Um die Modellausgabe bezüglich der hydraulischen Verhältnisse zu plausibilisieren, wurde die Verteilung der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten für stationäre Abflüsse zwischen 1 und 20 m³/s analysiert.

Thermische Heterogenität unter verschiedenen hydrometeorologischen Szenarien

Der Einfluss des Basisabflusses (QR) sowie der Wassertemperatur und der Witterungsverhältnisse (T) auf die thermische Heterogenität wurden anhand der 9 Szenarien ohne Schwall-Sunk untersucht (vgl. Kapitel 3.4). Um den tageszeitlichen Verlauf der Wassertemperatur und deren Streuung in der Aue zwischen den Szenarien zu vergleichen, wurde für jeden Zeitschritt der Median, der Interquartilsabstand ($IQR = Q_{0.75} - Q_{0.25}$) sowie der untere und obere Whisker ($Q_{0.25} - 1.5 * IQR$, $Q_{0.75} + 1.5 * IQR$) gemäss einem Boxplot berechnet und graphisch dargestellt. Als standardisiertes Mass für die Beurteilung der thermischen Heterogenität wurden ausserdem für jeden Zeitschritt der Variationskoeffizient (VC) und der Quartilsdispersionskoeffizient (VC_r) bestimmt und verglichen:

$$VC = \frac{\text{Standartabweichung}}{\text{Mittelwert}} * 100 \% \qquad VC_r = \frac{\text{Interquartilsabstand}}{\text{Median}} * 100 \%$$

Um die thermische Heterogenität räumlich darzustellen, wurde für jede Zelle des Berechnungsgitters die Abweichung vom Median (dT) berechnet:

$$dT_i = T_i - T_{Median}$$

Die Abweichung vom Median (dT) wurde anschliessend in 0.5 °C - Klassen eingeteilt und für die Zeitschritte mit minimaler und maximaler Heterogenität im Tagesverlauf dargestellt.

3.5.2 Habitatmodellierung unter stationären Abflussbedingungen

Habitatangebot unter verschiedenen hydrologischen Szenarien

Um das hydraulische Habitatangebot bei verschiedenen Abflüssen zu vergleichen, wurden in Anlehnung an Person (2013) die Eignungsindices HSI, SA und SHR berechnet.

Der HSI («Habitat Suitability Index») stellt den Eignungsindex für die einzelnen Zellen dar. Er basiert auf den jeweiligen Eignungswerten der Habitatfaktoren Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe. Es bestehen grundsätzlich drei Möglichkeiten, den HSI zu berechnen: (1) Multiplikation, (2) geometrischer Mittelwert und (3) Minimumfaktor (Pasternack, 2011). Für die vorliegende Arbeit wurde der Ansatz des geometrischen Mittelwertes gemäss nachfolgender Gleichung gewählt:

$$HSI_i(Q) = \sqrt[2]{P(H_i(Q)) \times P(V_i(Q))}$$

Der **HSI** der Zelle i für den Abfluss Q berechnet sich demzufolge aus der Wurzel des Produkts der Eignungswerten (P) für die Wassertiefe H_i und der Fließgeschwindigkeit V_i .

Die **SA** («Suitable Area») stellt die Gesamtfläche der geeigneten Habitate dar und basiert auf dem HSI. Zur Berechnung der SA wurden die Flächen aller Zellen aufsummiert, welche einen $HSI > 0.5$ und eine Wassertiefe > 0.05 m aufwiesen (Person, 2013).

Der **SHR** («Suitable Habitat Ratio») ist das Verhältnis der SA und der effektiv benetzten Fläche (Wassertiefe > 0.05 m) für den Abfluss Q . Als relative Grösse erlaubt dieser Index den Vergleich zwischen verschiedenen Untersuchungen.

Die Indices wurden für Abflüsse von 1 bis 20 m³/s berechnet, um das Habitatangebot über den gesamten möglichen Abflussbereich mit Schwall-Sunk bewerten zu können. Zusätzlich wurden die Resultate für die drei Basisabflüsse 2, 4 und 6 m³/s räumlich dargestellt.

Geeignete Habitate zur Thermoregulation

Die für die vorliegende Arbeit betrachteten Szenarien fokussierten auf die hydrometeorologischen Verhältnisse im Frühsommer, wenn die mittleren Wassertemperaturen noch tiefer sind als die bevorzugten Temperaturen juveniler Bachforellen. Geeignete Habitate zur Verhaltensthermoregulation müssen daher wärmere Temperaturen aufweisen als ihre Umgebung. Durch das Aufsuchen dieser Habitate könnten juvenile Bachforellen ihren Stoffwechsel optimieren und dadurch einen Wachstumsvorteil erhalten.

In einem ersten Schritt wurden alle thermalen Anomalien in der Aue detektiert. Dazu wurde in Anlehnung an die von Wawrzyniak et al. (2016) eingeführte Methode, der Median eines 2 m breiten Puffers um die Mittelachse des Hauptgerinnes (*CLT*) bestimmt und anschliessend für jede Zelle die Differenz zu diesem Wert ($dCLT_i$) berechnet:

$$dCLT_i = T_i - CLT$$

Zellen mit einer Abweichung von mindestens 0.5 °C wurden als thermalen Anomalie (TA) in Form von Warm- oder Kaltwasser Patches angesehen (Abbildung 21).

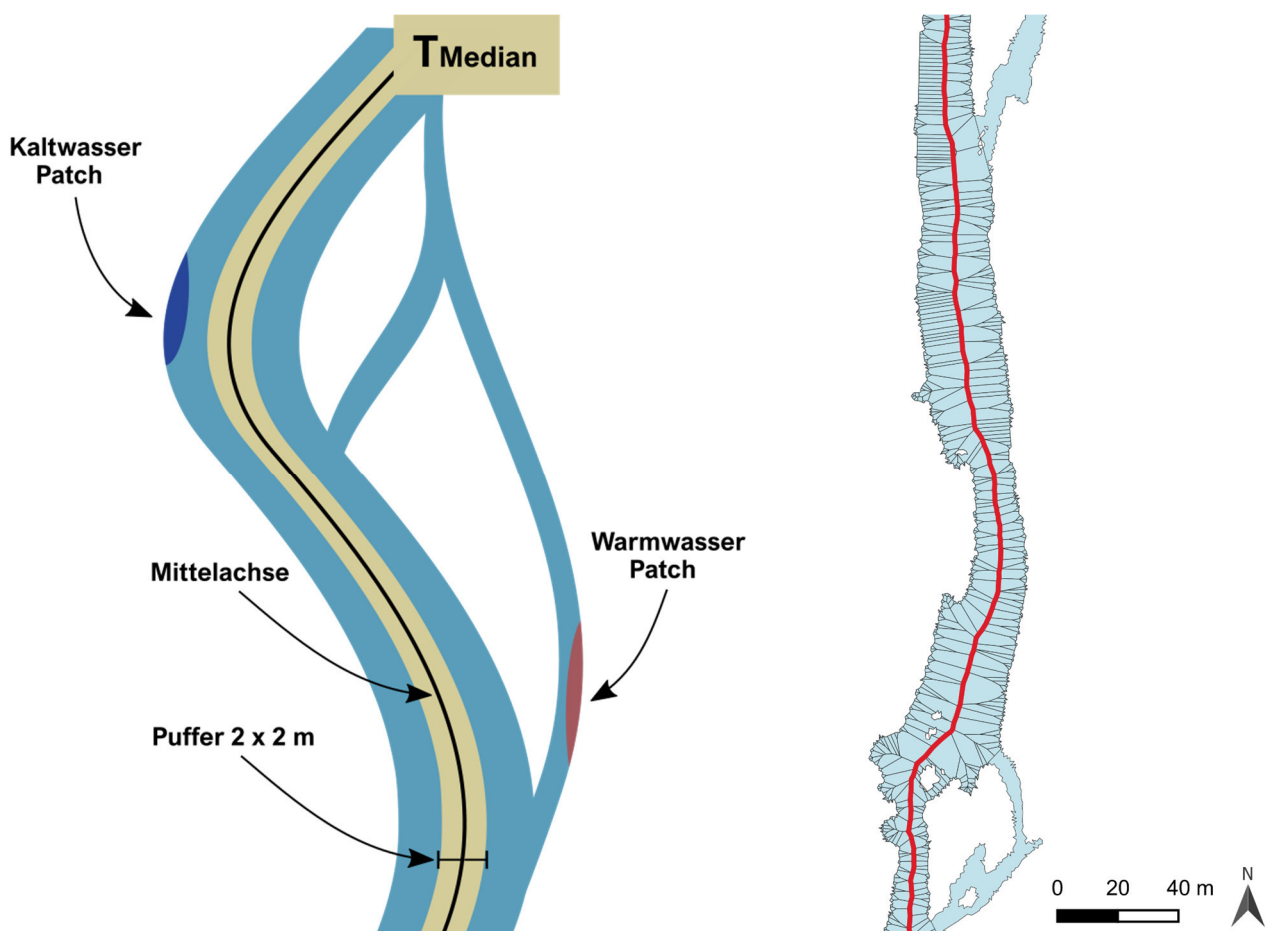


Abbildung 21: Links: Schematische Darstellung der Detektion thermaler Anomalien in Anlehnung an Wawrzyniak et al. (2016). Rechts: Herleitung der Mittelachse mittels Thiessen-Polygonen aus den Eckpunkten des Hauptgerinnes. Vorgängig wurden die Nebenarme manuell entfernt und die verbliebenen Zellen der Mesh-Datei zu einem Polygon vereinigt.

In einem zweiten Schritt wurden basierend auf den thermalen Anomalien (TA) geeignete Habitate zur Thermoregulation (SA_{TR}) bestimmt. Es wurde die Annahme getroffen, dass eine Fläche dann zur Thermoregulation geeignet ist, wenn die thermale Anomalie positiv ist («Warmwasser-Patch») und sie die bevorzugte Temperatur von juvenilen Bachforellen nicht überschreitet. Die bevorzugte Temperatur hängt von mehreren Faktoren ab, wie beispielsweise der Tageszeit oder der Nahrungsaufnahme (vgl. Kap. 2.3). Für die vorliegende Analyse wurde in Anlehnung an Elliott & Allonby (2013) vereinfacht von einem generalisierten Wert für die Temperaturpräferenz (T_{pref}) ausgegangen:

$$T_{pref} = 16^{\circ}\text{C}$$

Geeigneten Habitate zur Thermoregulation (SA_{TR}) wurden wie folgt bestimmt:

$$SA_{TR} = \sum_{i=1}^n A_i \mid dCLT_i > 0.5^{\circ}\text{C} \quad \& \quad T_i \leq T_{pref}$$

SA_{TR} stellt somit die Summe der Flächen (A) aller Zellen (i) dar, deren Differenz zum Median um die Mittellinie ($dCLT_i$) mehr als 0.5°C beträgt und deren Temperatur T_i unterhalb oder gleich der bevorzugten Temperatur (T_{pref}) liegt. Wie für die vorangegangenen Analysen wurden nur Zellen berücksichtigt, welche eine Wassertiefe $> 0.05\text{ m}$ aufwiesen. SA_{TR} wurde sowohl für die gesamte Aue als auch separat für den Hauptarm und die Nebenarme berechnet.

Der **SHR_{TR}** ist das Verhältnis der SA_{TR} und der effektiv benetzten Fläche (Wassertiefe $> 0.05\text{ m}$) für den Abfluss Q . Als relative Grösse wurde dieser Index zum Vergleich der verschiedenen Abfluss-Szenarien herangezogen.

Raumzeitliche Überlagerung hydraulisch und thermisch geeigneter Habitate

Um zu überprüfen, ob sich die geeigneten Habitate zur Thermoregulation (SA_{TR}) mit den hydraulisch geeigneten Habitaten (SA) nach Person (2013) in Raum und Zeit überlagern, wurde für jedes Szenario und jeden Zeitschritt die Überlagerungsfläche von SA_{TR} und SA bestimmt (Abbildung 22). Die resultierende Fläche **SA_{TR,eff}** wurde einerseits in m^2 und als relativer Anteil zu SA_{TR} in Prozent quantifiziert sowie andererseits für ausgewählte Szenarien räumlich dargestellt.

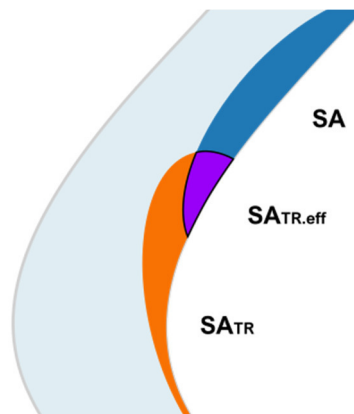


Abbildung 22: Schematische Darstellung der Überlagerungsfläche von SA mit SA_{TR} ($= SA_{TR,eff}$).

3.5.3 Habitatmodellierung unter Schwall-Sunk

Hydraulische Habitatpersistenz und -verlagerung

Die hydraulische Habitatpersistenz und -verlagerung während Schwall-Sunk wurde für die beiden Schwall-Amplituden 7 und 14 m³/s im Verhältnis zum Sunk-Abfluss von 4 m³/s beurteilt. Zum einen wurde die Veränderung der geeigneten Habitatflächen (SA) im Tagesverlauf mit Schwall-Sunk für jeden Zeitschritt quantifiziert. Dabei wurde zwischen Flächen in der Wasserwechselzone und in der dauernd benetzten Zone («Sunkzone») unterschieden. Andererseits wurden die relativen Anteile der «stabilen», «instabilen», «trockenfallenden» (nur Sunk) und «neuen» Habitate (Tabelle 10) beim Wechsel von Sunk zu Schwall, respektive von Schwall zu Sunk berechnet und räumlich dargestellt.

Tabelle 10: Mögliche Zustandsänderung der hydraulisch geeigneten Habitate beim Wechsel von Q₁ zu Q₂.

Kategorie	Wechsel von Q ₁ zu Q ₂
stabil	geeignet -> geeignet
instabil	geeignet -> nicht geeignet
fällt trocken	geeignet -> trocken
neu	nicht geeignet / trocken -> geeignet

Thermische Heterogenität und Habitateignung unter Thermopeaking

Die thermische Heterogenität wurde für die Szenarien mit Schwall-Sunk (vgl. Kapitel 3.4) analog der im Kapitel 3.5.1 vorgestellten Methode beurteilt. Für die räumliche Darstellung wurden jedoch absolute Temperaturen verwendet, um die Unterschiede zwischen Schwall und Sunk besser zu erkennen.

Um die thermische Habitateignung unter Schwall-Sunk zu quantifizieren, wurde der im Kapitel 3.5.2 eingeführte Index SA_{TR,eff} unter Schwall-Sunk-Bedingungen getestet.

Durch den Pegelrückgang nach einem Schwall-Ereignis ist es möglich, dass in Abhängigkeit der Ufermorphologie vom Hauptgerinne isolierte Tümpel zurückbleiben. Diese bergen die Gefahr auszutrocknen oder sich durch den fehlenden Wasseraustausch rasch zu erwärmen, wodurch in den Tümpeln gefangenen Fische verenden könnten. Daher wurde ein neuer Index eingeführt, mit welchem die Fläche der thermisch kritischen Habitate (CTH) in der Wasserwechselzone quantifiziert wurden. Die von Fischen maximal tolerierbare Temperatur hängt unter anderem von der Akklimatisationstemperatur, der Änderungsrate und der Dauer der Exposition ab (Elliott & Elliott, 2010). Juvenile Bachforellen sind nicht in der Lage, Temperaturen von 22 - 25 °C über einen längeren Zeitraum (Tage bis Wochen) zu tolerieren. Temperaturen ab 26 °C führen bereits bei kurzer Exposition (Minuten bis Stunden) zu hohen Mortalitäten (Elliott & Elliott, 2010).

Um die Gesamtfläche der thermisch kritischen Habitate zu berechnen, wurden die Flächen aller Zellen aufsummiert, welche im Zeitraum zwischen zwei Schwall-Peaks die kritische Temperatur von 22 °C überschritten:

$$CTH = \sum_{i=1}^n A_i \mid T_i \max > 22 \text{ } ^\circ\text{C}$$

Die **CTH** wurden in zwei Temperaturbereiche unterteilt, um zwischen Flächen mit akuter ($\geq 26 \text{ } ^\circ\text{C}$) und weniger akuter (22 - 25 °C) Gefährdung zu unterscheiden.

4 Resultate

4.1 Allgemeine Analysen der hydraulischen und thermischen Verhältnisse

4.1.1 Verteilung der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten

Für den kleinsten modellierten Abfluss ($1 \text{ m}^3/\text{s}$) ergaben sich Wassertiefen von 0 bis 0.68 m , der Median betrug 0.10 m (Abbildung 23). Mit zunehmendem Abfluss nahmen auch die Wassertiefen zu. Bei $20 \text{ m}^3/\text{s}$ Abfluss lag die maximale Wassertiefe bei 1.43 m , der Median betrug 0.28 m . Wie die Wassertiefen waren auch die Fliessgeschwindigkeiten bei $1 \text{ m}^3/\text{s}$ Abfluss mehrheitlich gering (Median = 0.04 m/s). Mit zunehmendem Abfluss stiegen sie im Maximum auf 2.86 m/s bei $20 \text{ m}^3/\text{s}$ Abfluss. Die räumliche Verteilung der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten ist im Anhang 3 wiedergegeben. Bei tiefem Abfluss waren die Seitenarme mehrheitlich flach und langsam durchflossen, während im Hauptarm grössere Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten vorherrschten. Bei hohem Abfluss waren auch die grösseren Seitenarme stärker durchflossen.

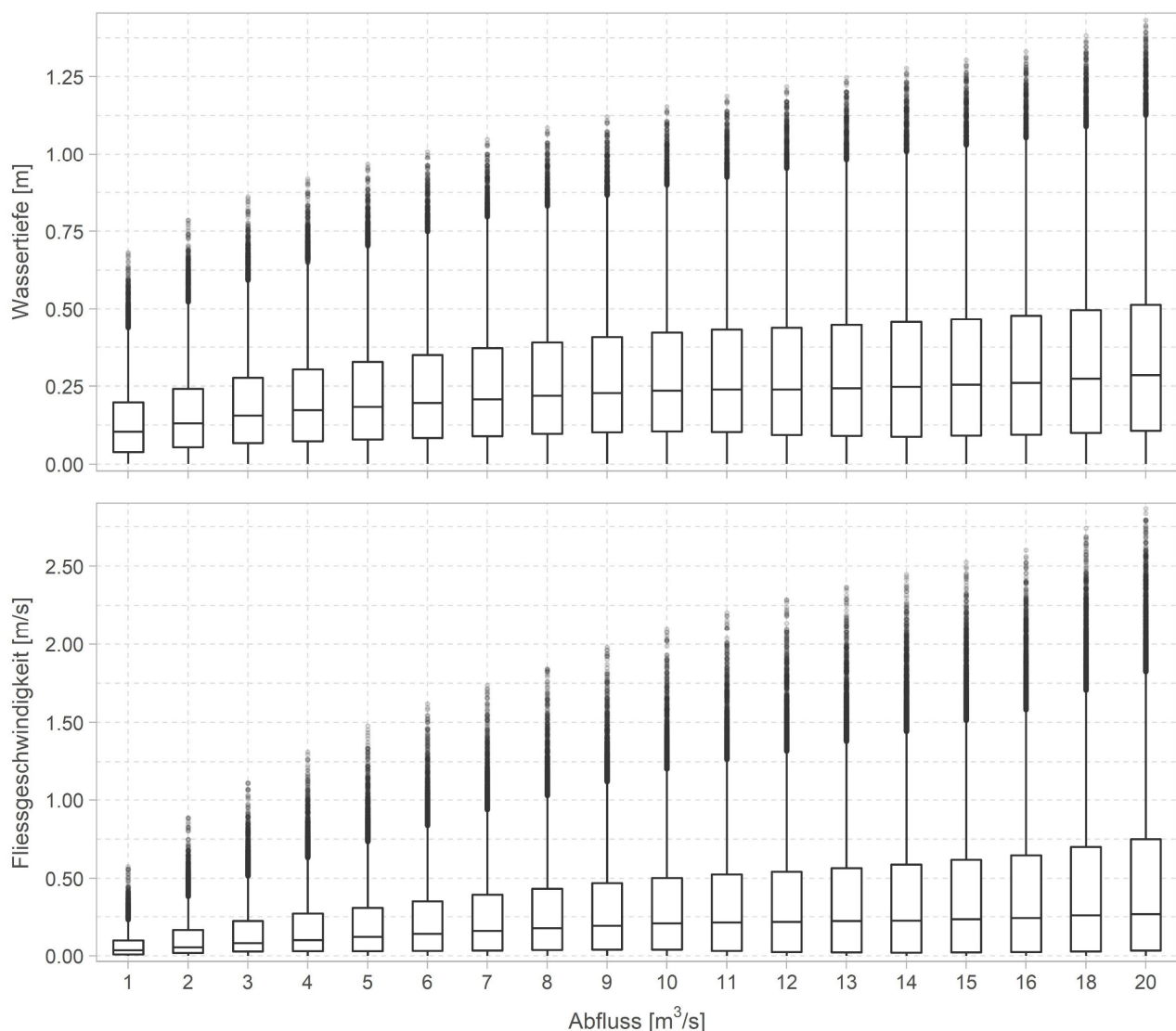


Abbildung 23: Verteilung der Wassertiefen (oben) und Fliessgeschwindigkeiten (unten) im Projektperimeter in Abhängigkeit der modellierten (stationären) Abflüsse.

4.1.2 Thermische Heterogenität unter verschiedenen hydrometeorologischen Szenarien

Je höher die Temperaturamplitude und die einkommende Globalstrahlung (Szenarien T1 - T3), desto höher waren die Wassertemperaturen und die Streuung innerhalb der Aue. Der Abfluss hatte einen eher kleinen Einfluss auf die mittleren Wassertemperaturen, beeinflusste jedoch die Streuung der Daten wesentlich (Abbildung 24).

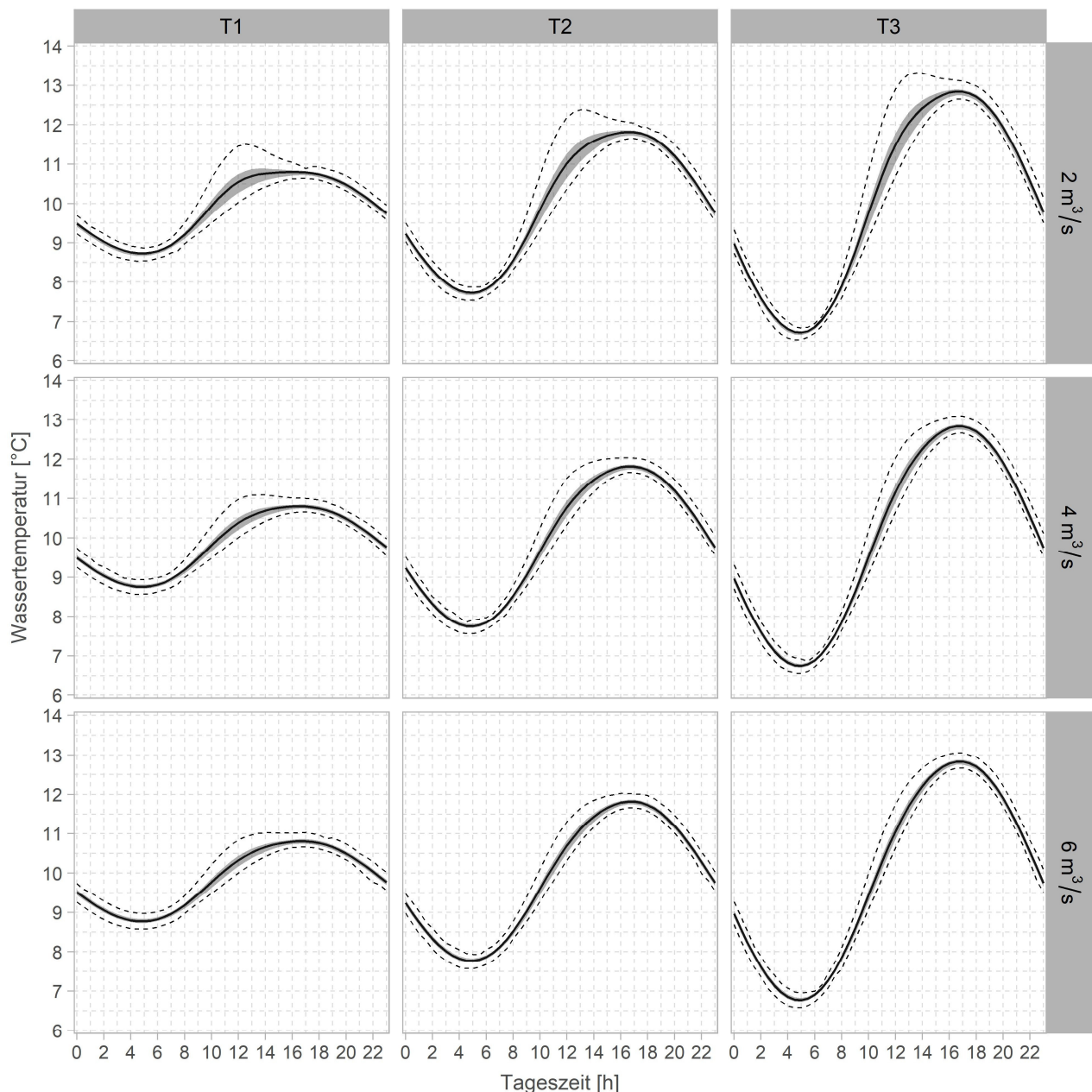


Abbildung 24: Deskriptive statistische Kenngrössen (Schwarze Linie = Median, graue Fläche = Interquartilsabstand (IQR), gepunktete Linien = unterer und oberer Whisker ($Q_{25} - 1.5 \cdot IQR$ | $Q_{75} + 1.5 \cdot IQR$)), um die Verteilung der Wassertemperatur im Tagesverlauf in Abhängigkeit des Basisabflusses und der Temperatur-Szenarien (T1 - T3) zu beschreiben.

Um die thermische Heterogenität zu beurteilen wurde nur der Quartilsdispersionskoeffizient (VC_r) berücksichtigt, weil sich gezeigt hat, dass dieser robuster gegenüber Ausreisser reagierte als der Variationskoeffizient (VC). Die höchste thermische Heterogenität wurde bei tiefstem Abfluss (QR2) und dem Szenario mit höchster Temperaturamplitude und einkommender Strahlung (T3) mit einem VC_r von rund 6.8 % festgestellt (Abbildung 25). Bei den Szenarien mit kleinerer Temperatur-

amplitude und Strahlung wurde bei gleichem Abfluss ein maximaler VC_T von rund 5.7 % (T2) und 4.6 % (T1) erreicht. Mit höherem Abfluss reduzierte sich der maximale VC_T der einzelnen T-Szenarien um rund 0.5 bis 1.7 % pro 2 m³/s Abflusszunahme.

Die thermische Heterogenität war jeweils um 06:30 Uhr am tiefsten und erreichte ihr Maximum um 11:30 Uhr (UTC+1, Winterzeit). Danach nahm sie bis ca. 16:30 Uhr wieder ab. In der Nacht konnte wiederum ein leichter Anstieg der thermischen Heterogenität festgestellt werden. Der Zeitpunkt der minimalen und maximalen thermischen Heterogenität wurde weder durch den Abfluss noch durch die Temperaturamplitude und die maximale Strahlungsintensität massgeblich beeinflusst.

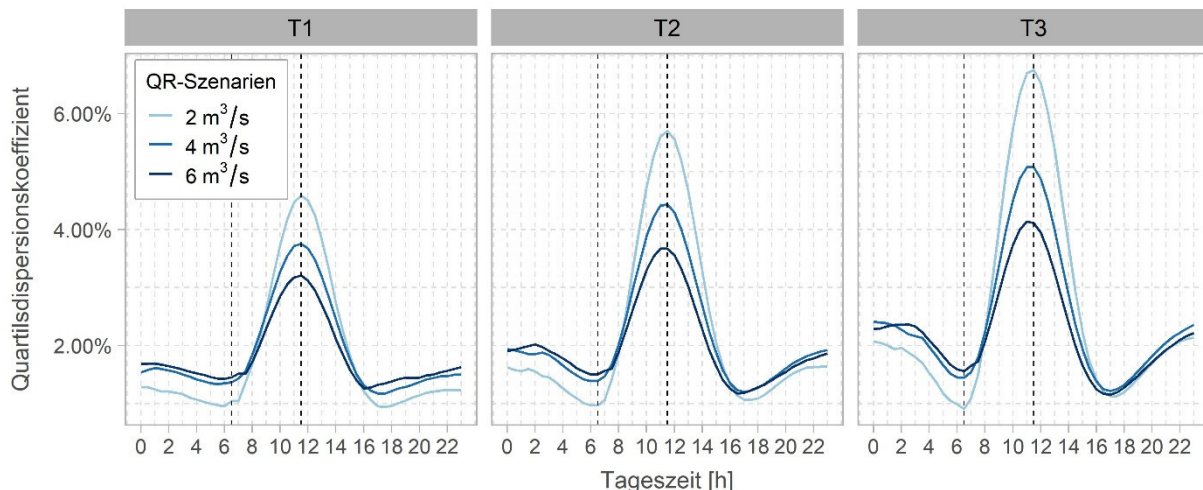


Abbildung 25: Quartilsdispersionskoeffizient als Mass für die thermische Heterogenität der verschiedenen Temperatur- (T) und Abfluss- (QR) Szenarien im Tagesverlauf. Die mit einer gestrichelten Linie gekennzeichneten Tageszeiten sind in den Abbildungen 26 - 28 räumlich dargestellt.

In den nachfolgenden Abbildungen 26 bis 28 ist die thermische Heterogenität als Abweichung vom Median für alle Szenarien am Morgen (06:30 Uhr) bei minimaler und am Mittag (11:30 Uhr) bei maximaler Heterogenität räumlich dargestellt. Es ist ersichtlich, dass sich die Wassertemperatur sowohl am Morgen als auch am Abend bei allen Szenarien in Fließrichtung leicht erwärmte. Am Morgen war dies mit wenigen Ausnahmen die einzige räumliche Variabilität der Wassertemperatur innerhalb der Aue. Am Mittag war die Erwärmung in Fließrichtung stärker ausgeprägt. Sie war am grössten bei kleinem Abfluss und maximaler Temperaturamplitude und Strahlung. Ausserdem nahm am Mittag die Temperatur in den Seitenarmen im Vergleich zum Hauptarm markant zu. Auch entlang der Uferzonen und in einzelnen nur unten angebundenen Seitenarmen («Backwater») war eine deutliche Abweichung zum Median erkennbar. Die Temperatur-Szenarien beeinflussten primär die Grösse der Temperaturdifferenzen, nicht aber die Lage wo diese auftraten. Im Gegensatz dazu hatte der Abfluss auch Einfluss auf die räumliche Verteilung der thermischen Heterogenität. Bei 2 m³/s Abfluss wurde die grösste Erwärmung im äussersten Seitenarm in der Mitte der Aue festgestellt. Bei höherem Abfluss wurde dieser Seitenarm stärker durchflossen, wodurch die Erwärmung im Vergleich zum Median abnahm. Gleichzeitig öffneten sich jedoch bei 4 und 6 m³/s Abfluss neue Seitenarme, welche sich ähnlich stark erwärmten. Ihre Fläche war jedoch kleiner, wodurch die Heterogenität in der Aue bei höheren Wasserständen insgesamt abnahm. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Temperaturen in den kleineren Seitenarmen in der Mitte der Aue, welche erst ab 4 m³/s durchflossen wurden, aufgrund der kleinen Wassertiefen nicht berücksichtigt werden konnten (Limitierung des Modells).

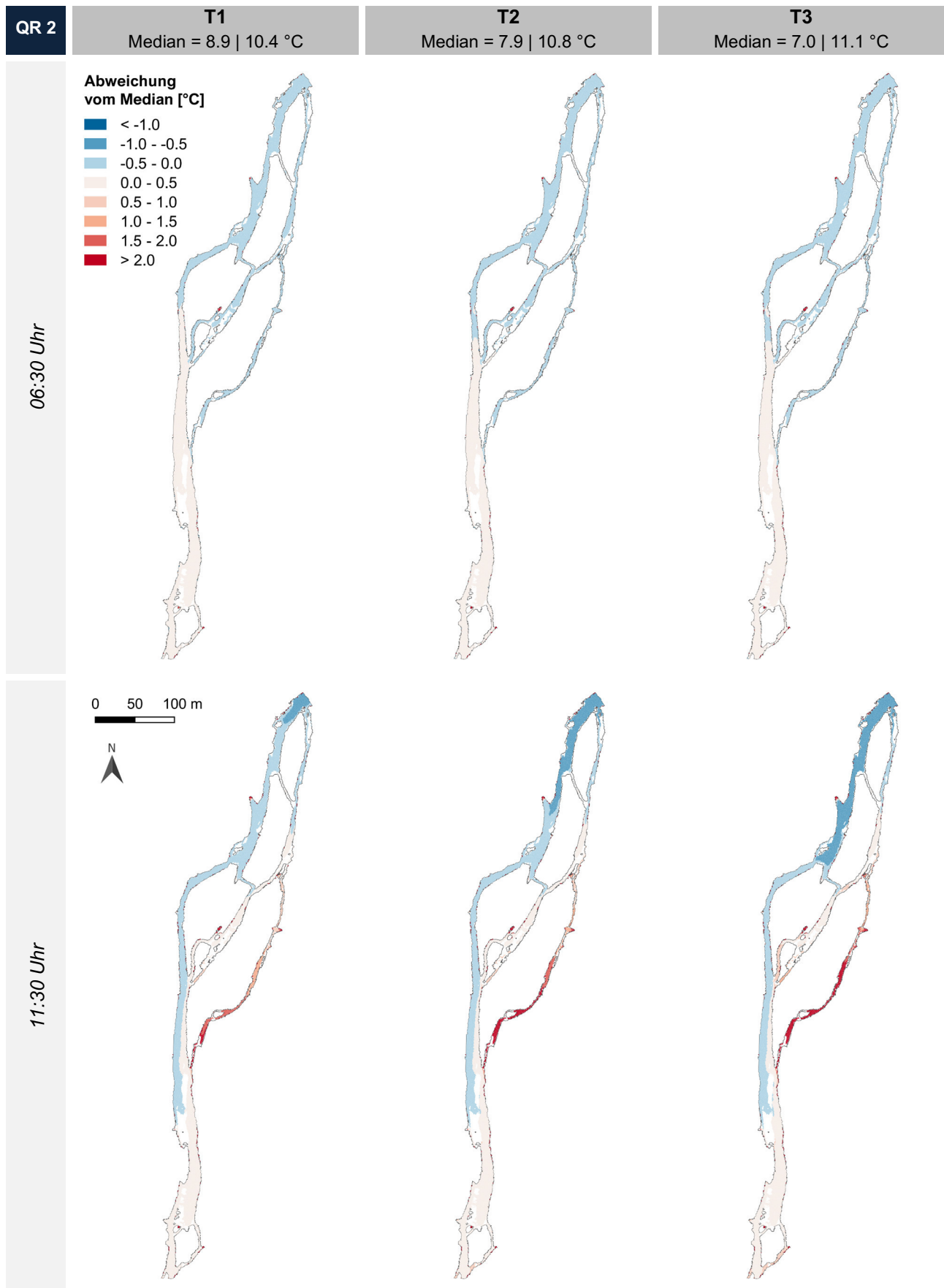


Abbildung 26: Vergleich der thermischen Heterogenität zwischen den 3 Temperatur-Szenarien bei 2 m³/s Basisabfluss am Morgen (oben) und am Mittag (unten), dargestellt als Abweichung zum Median (Der erste Wert entspricht jeweils dem Median um 06:30 Uhr, der zweite Wert dem Median um 11:30 Uhr). Fließrichtung: Norden nach Süden.

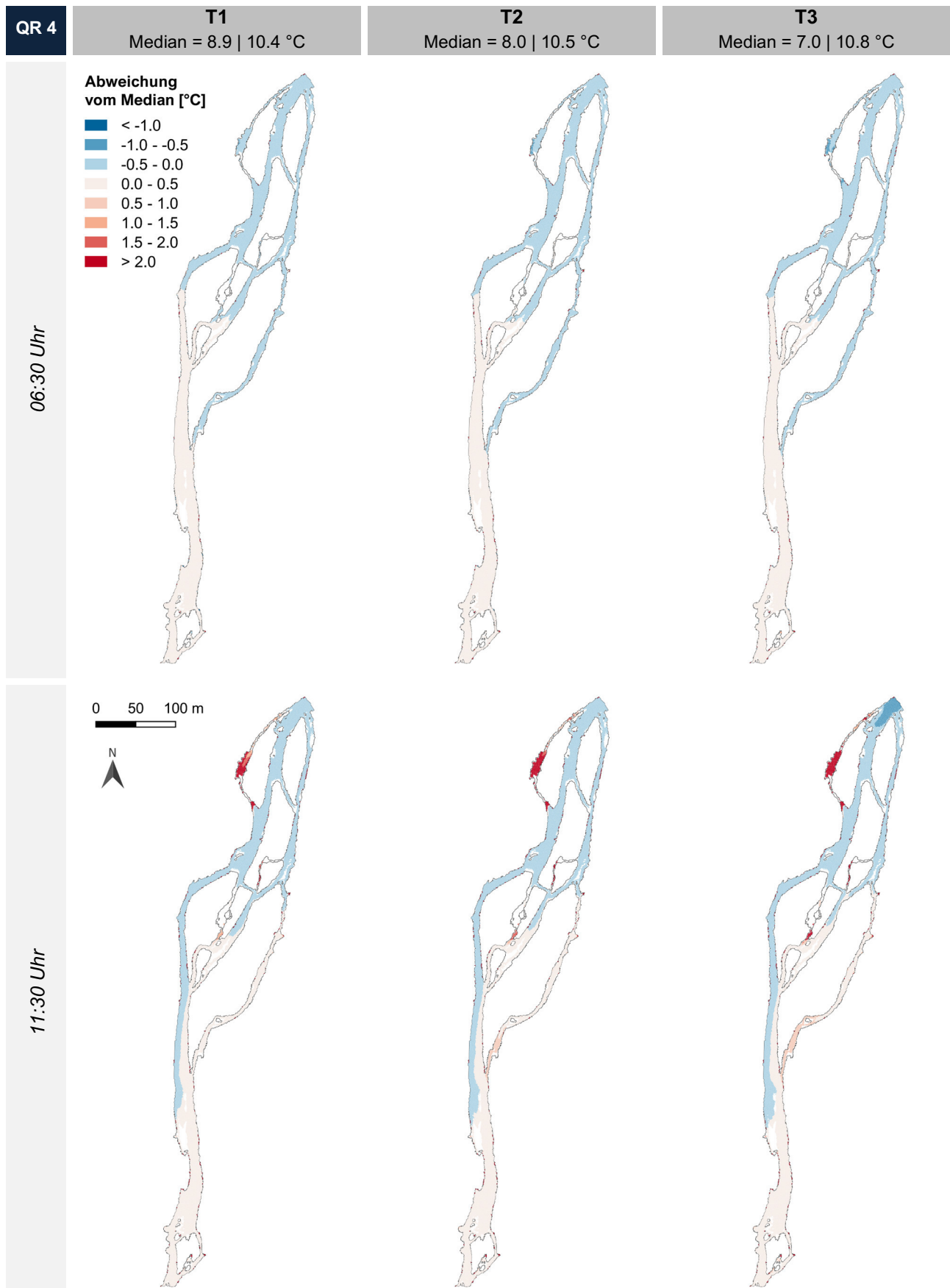


Abbildung 27: Vergleich der thermischen Heterogenität zwischen den 3 Temperatur-Szenarien bei 4 m³/s Basisabfluss am Morgen (oben) und am Mittag (unten), dargestellt als Abweichung zum Median (Der erste Wert entspricht jeweils dem Median um 06:30 Uhr, der zweite Wert dem Median um 11:30 Uhr). Fliessrichtung: Norden nach Süden.

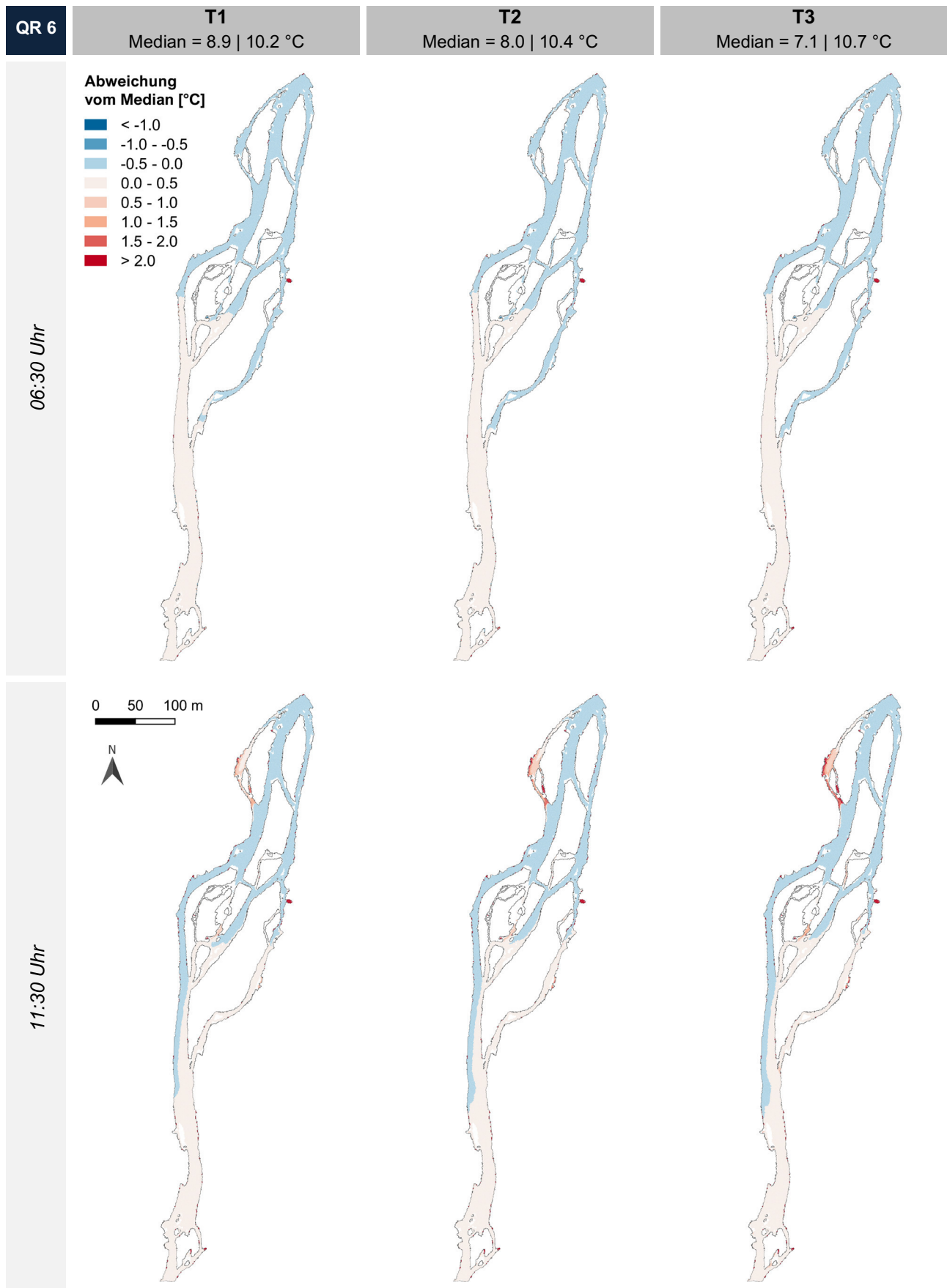


Abbildung 28: Vergleich der thermischen Heterogenität zwischen den 3 Temperatur-Szenarien bei 6 m³/s Basisabfluss am Morgen (oben) und am Mittag (unten), dargestellt als Abweichung zum Median (Der erste Wert entspricht jeweils dem Median um 06:30 Uhr, der zweite Wert dem Median um 11:30 Uhr). Fliessrichtung: Norden nach Süden.

4.2 Habitatmodellierung unter stationären Abflussbedingungen

4.2.1 Habitatangebot unter verschiedenen hydrologischen Szenarien

Die Gesamtfläche hydraulisch geeigneter Habitate (SA) verblieb für die modellierten Abflüsse relativ konstant. Die höchsten Werte wurden bei Abflüssen zwischen 2 - 5 m³/s und 19 - 20 m³/s erreicht (Abbildung 29).

Da sich die benetzte Fläche mit zunehmendem Abfluss erhöhte (Abbildung 30), sank der Anteil geeigneter Habitate im Verhältnis zur benetzten Fläche (SHR) von rund 75 % bei einem Abfluss von 1 m³/s auf rund 25 % bei 20 m³/s. Zwischen 13 m³/s und 20 m³/s verbleibt der SHR relativ konstant, da sich die SA ab 13 m³/s im gleichen Umfang wie die benetzte Fläche erhöhte.

Flächen mit sehr hohen Eignungen (HSI > 0.9) waren bei allen Abflüssen in ähnlichem Umfang vorhanden. Hingegen nahmen Flächen, welche wohl komplett gemieden werden (HSI < 0.1), mit zunehmendem Abfluss deutlich zu (Abbildung 30).

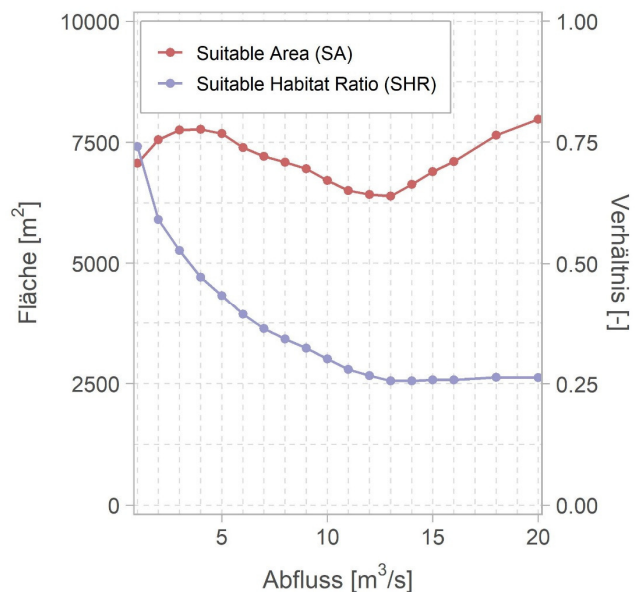


Abbildung 29: «Suitable Area» (SA) und «Suitable Habitat Ratio» (SHR) für juvenile Bachforellen in der Pomareda Aue in Abhängigkeit des Abflusses.

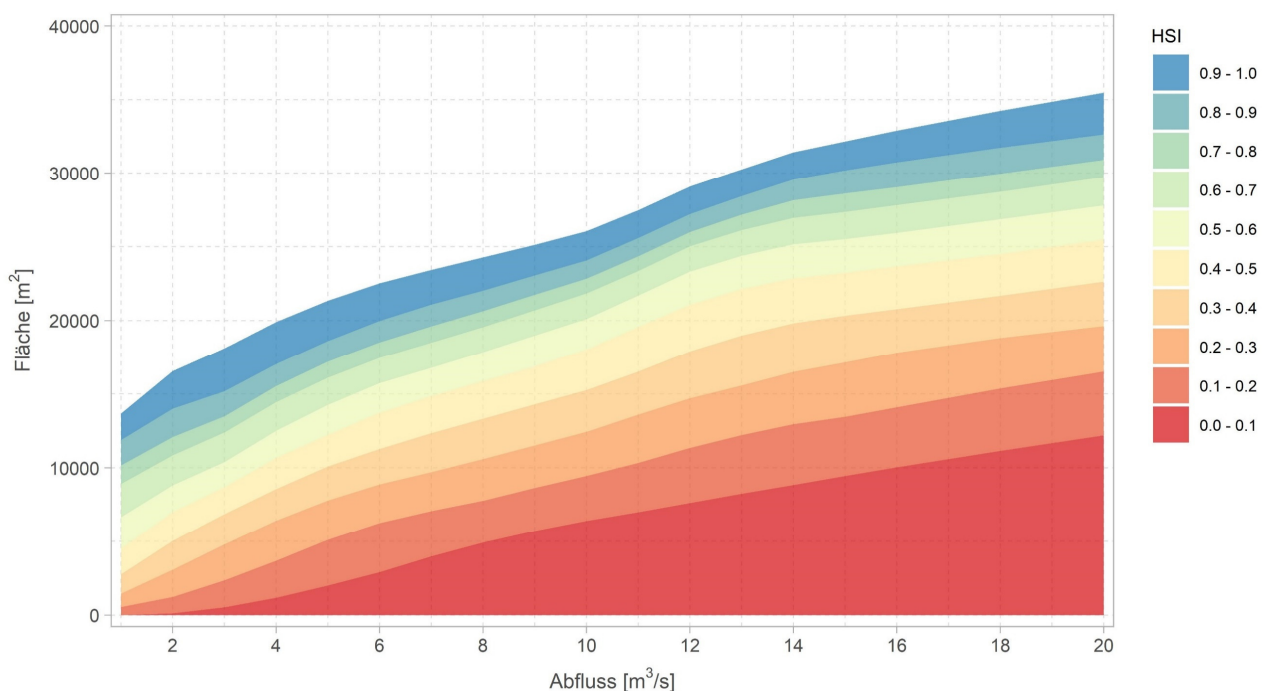


Abbildung 30: Benetzte Fläche in der Pomareda Aue in Abhängigkeit des Abflusses aufgliedert nach HSI-Klassen für juvenile Bachforellen.

Da sich die im Rahmen der vorliegenden Masterarbeit durchgeführten Analysen auf durchschnittliche Wasserstände im Frühling beschränken, ist in Abbildung 31 die hydraulische Habitateignung in Form des HSI für die Abflussszenarien 2, 4 und 6 m³/s räumlich dargestellt. In Anhang⁴ ist der HSI ergänzend für höhere Abflüsse dargestellt.

Die räumliche Verteilung der hydraulisch geeigneten Habitate war zwischen den drei Basisabflüssen ähnlich. Mit zunehmendem Abfluss war jedoch eine Verlagerung der Habitate in die Seitenarme erkennbar. Während bei 2 m³/s Abfluss der Anteil geeigneter Habitate im Hauptarm und in den Seitenarmen ähnlich hoch war, war dieser bei 4 und 6 m³/s in den Seitenarmen höher als im Hauptarm. Zudem wurden bei 4 und 6 m³/s Abfluss mehrere neue Seitenarme durchflossen, welche zum Teil ebenfalls geeignete Habitate aufwiesen.

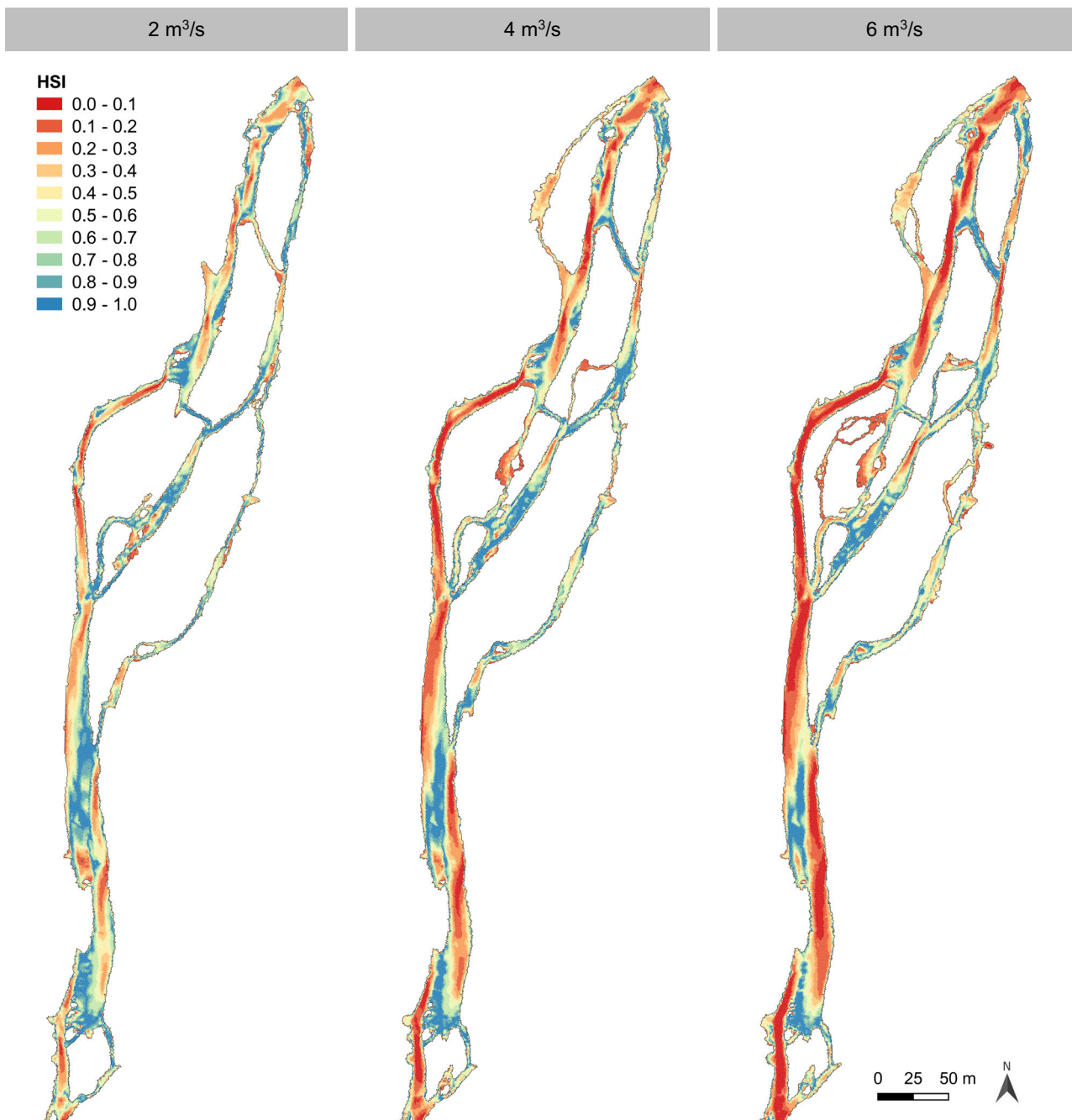


Abbildung 31: Hydraulische Habitateignungskarten (HSI) für juvenile Bachforellen in Abhängigkeit des Basisabflusses. Fliessrichtung: Norden nach Süden.

4.2.2 Geeignete Habitate zur Thermoregulation

Geeignete Habitate zur Thermoregulation (SA_{TR}) waren bei allen Szenarien hauptsächlich von 9 bis 15 Uhr (UTC+1, Winterzeit) vorhanden (Abbildung 32). Während der übrigen Tages- und Nachtzeit wiesen sie eine geringere Fläche auf. Das Angebot an SA_{TR} war jeweils um 11:30 Uhr am grössten.

Die höchsten Werte für SA_{TR} wurden bei 2 m³/s Abfluss beim Szenario T3 mit maximal 5'500 m² festgestellt. Dies entsprach rund 40 % der benetzten Fläche (SHR_{TR}). Mit kleinerer Temperaturamplitude und tieferer Strahlung (T-Szenarien) sowie mit höherem Abfluss (QR-Szenarien) reduzierte sich SA_{TR} relativ deutlich. Das kleinste Angebot an SA_{TR} war beim Szenario T1 bei 6 m³/s Abfluss mit maximal 500 m² vorhanden.

SA_{TR} folgte einem ähnlichen raumzeitlichen Muster wie die thermische Heterogenität (vgl. Kapitel 4.1.2). Dass sich mit den Szenarien T2 und T3 bei 2 m³/s Abfluss markant grössere Flächen an SA_{TR} bildeten, lag unter anderem daran, dass sich im Hauptarm ein grösserer Temperaturgradient im Längsverlauf ausbildete. Bei allen anderen Szenarien lagen die geeigneten Habitate zur Thermoregulation hauptsächlich in den Seitenarmen (Abbildung 33).

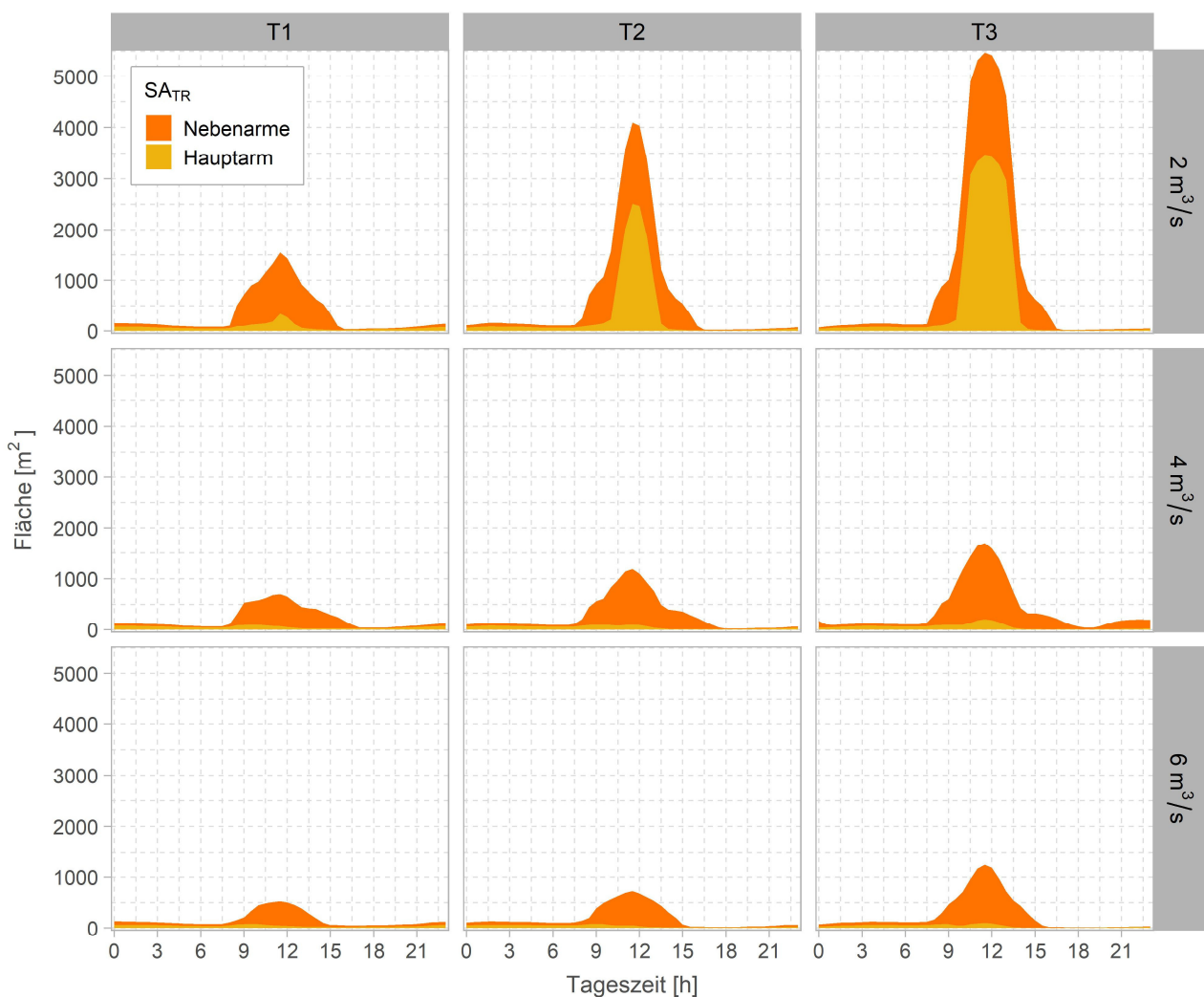


Abbildung 32: Gesamtfläche aller geeigneten Habitate zur Thermoregulation (SA_{TR}) für juvenile Bachforellen im Tagesverlauf in Abhängigkeit der Temperatur-Szenarien und des Basisabflusses.

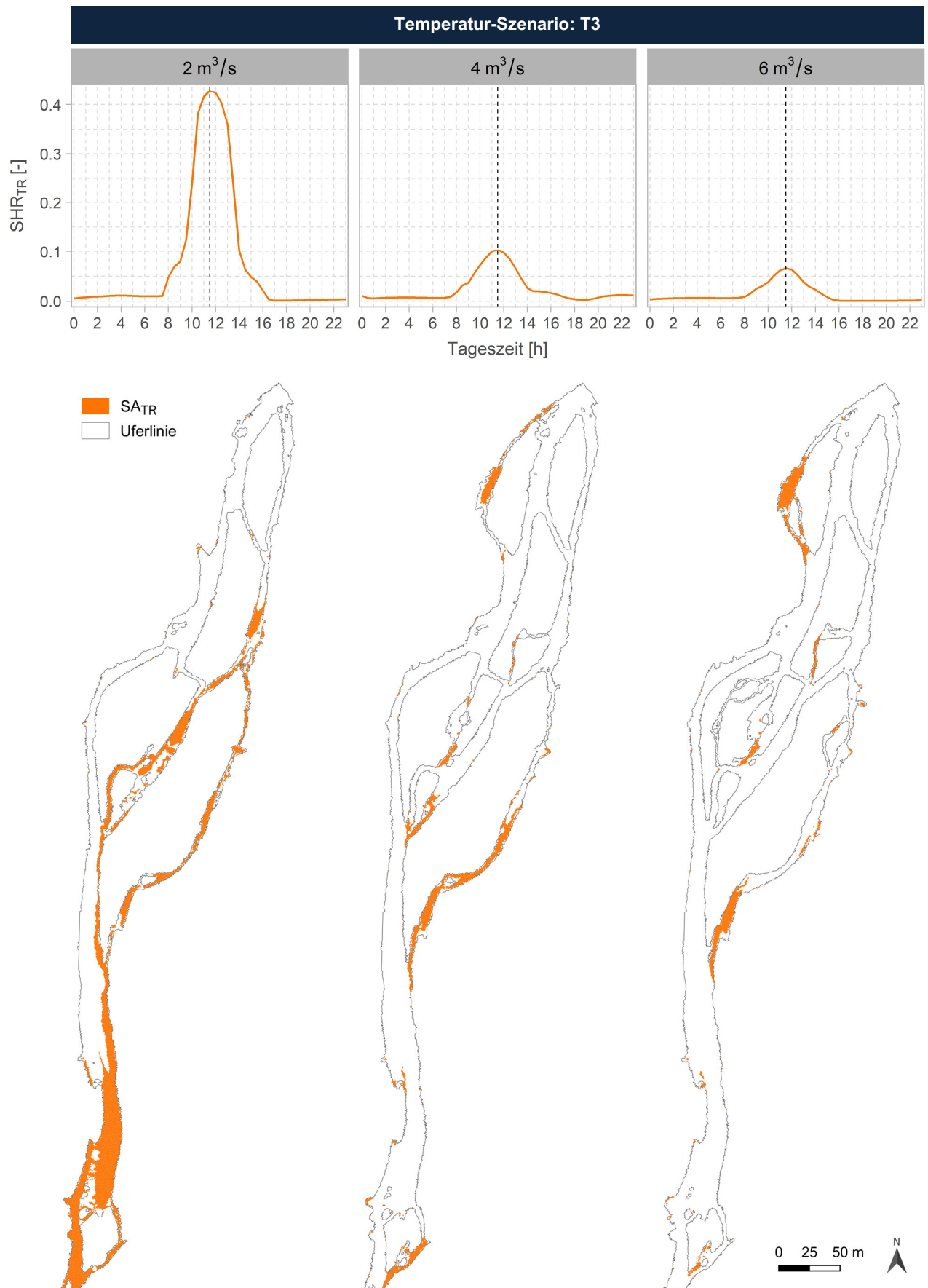


Abbildung 33: Geeignete Habitate zur Thermoregulation im Verhältnis zur benetzten Fläche (SHR_{TR}) im Tagesverlauf (oben) und thermische Habitateignungskarten (SA_{TR}) um 11:30 Uhr (unten) für juvenile Bachforellen beim Temperatur-Szenario 3 in Abhängigkeit des Basisabflusses. Fliessrichtung: Norden nach Süden.

4.2.3 Raumzeitliche Überlagerung hydraulisch und thermisch geeigneter Habitate

Flächen, welche sowohl hydraulisch (SA) als auch thermisch (SA_{TR}) geeignete Bedingungen aufwiesen ($SA_{TR,eff}$), waren bei allen Szenarien vorhanden. Die grösste Fläche wurde mit 3'500 m² beim Szenario T3 bei 2 m³/s Abfluss registriert (Abbildung 34). Das tageszeitliche Muster war dem der SA_{TR} sehr ähnlich (vgl. Kapitel 4.2.2). Die Gesamtfläche von $SA_{TR,eff}$ hat sich nach der Überlagerung mit den hydraulisch geeigneten Habitaten reduziert. Der Anteil von $SA_{TR,eff}$ an SA_{TR} betrug bei 2 m³/s Abfluss im Tagesverlauf jedoch noch bis zu 75 %. Mit zunehmendem Abfluss reduzierte sich dieses Verhältnis (Abbildung 35 oben, Anhang 5). Temperaturamplitude und Strahlung (T-Szenarien) hatten einen weniger markanten Einfluss auf das Verhältnis von $SA_{TR,eff}$ zu SA_{TR} als der Abfluss, beeinflussten jedoch die Gesamtfläche von $SA_{TR,eff}$ wesentlich.

Da sich SA_{TR} bereits hauptsächlich in den Seitenarmen befand, lag auch $SA_{TR,eff}$ mehrheitlich in denselben (Abbildung 35). Hydraulisch geeignete Habitate waren bei allen drei Abfluss-Szenarien zu grossen Anteilen auch im Hauptarm zu finden. Eine grössere räumliche Überlagerung mit den thermisch geeigneten Habitaten im Hauptarm konnte allerdings nur bei 2 m³/s Abfluss und den T-Szenarien T2 und T3 beobachtet werden.

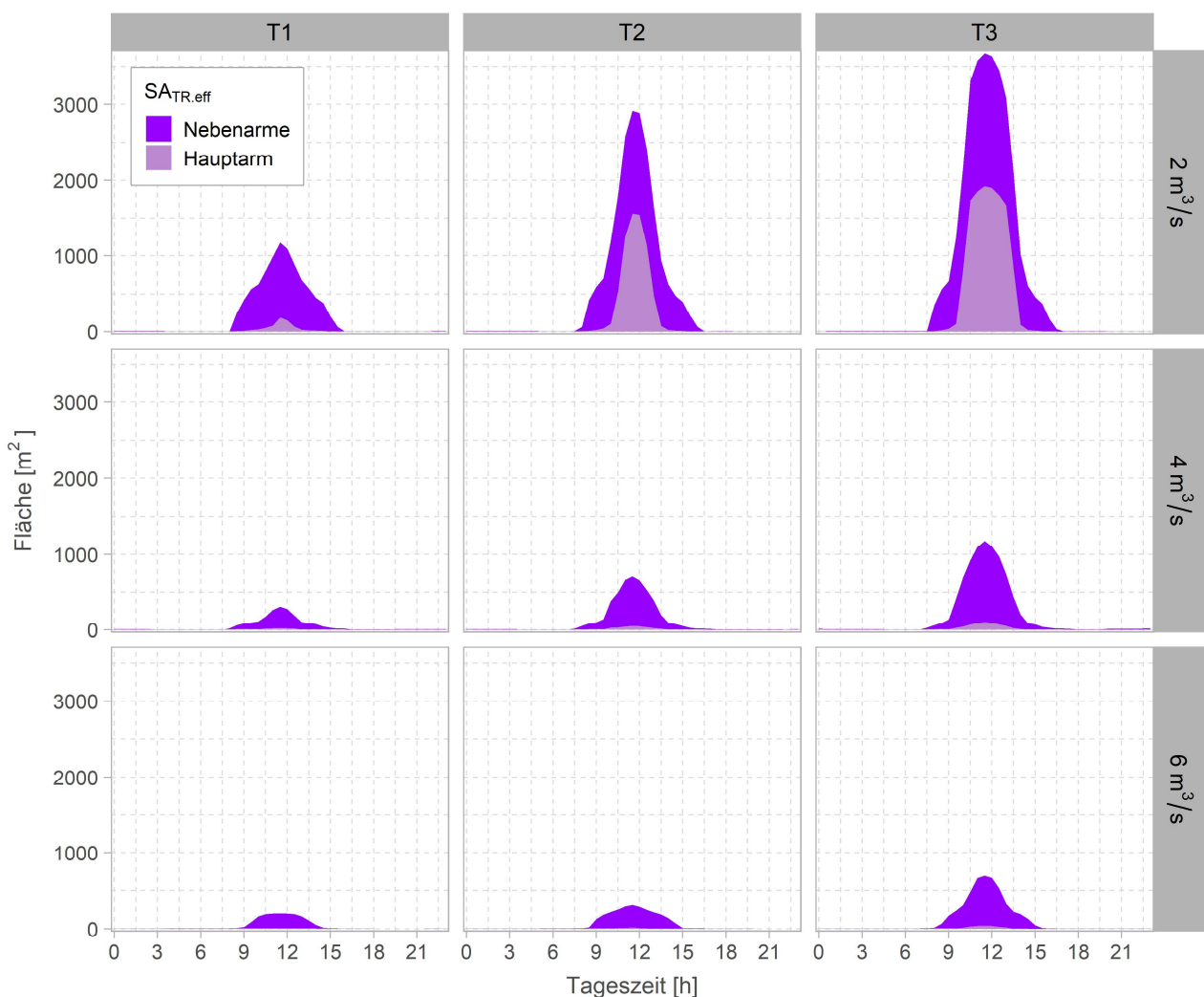


Abbildung 34: Gesamtfläche aller Habitate, welche sowohl hydraulisch als auch thermisch geeignete Bedingungen im Tagesverlauf in Abhängigkeit der Temperatur-Szenarien und des Basisabflusses für juvenile Bachforellen aufwiesen ($SA_{TR,eff}$).

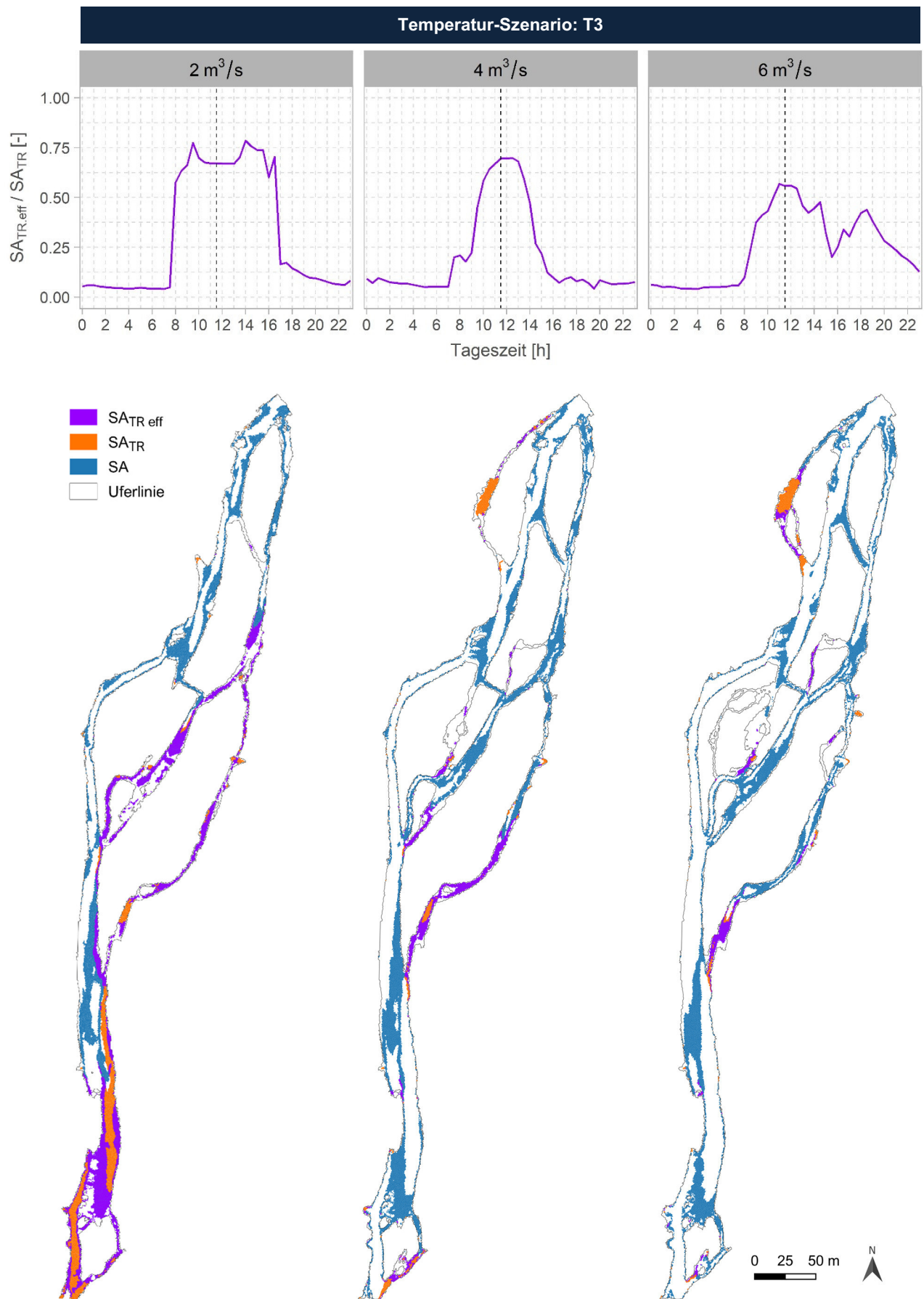


Abbildung 35: Verhältnis von $SA_{TR,eff}$ (Überlagerungsfläche von SA_{TR} und SA) zu SA_{TR} im Tagesverlauf (oben) und Lage der drei Habitattypen SA, SA_{TR} und $SA_{TR,eff}$ um 11:30 Uhr (unten) für juvenile Bachforellen beim Temperatur-Szenario 3 in Abhängigkeit des Basisabflusses. Fliessrichtung: Norden nach Süden.

4.3 Habitatmodellierung unter Schwall-Sunk

4.3.1 Hydraulische Habitatpersistenz und -verlagerung während Schwall-Sunk

Das Angebot an hydraulisch geeigneten Habitaten (SA) reduzierte sich in den dauernd benetzten Bereichen («Sunkzone») während den einzelnen Schwallphasen (Abbildung 36). Die Reduktion war bei höherer Schwall-Amplitude grösser. Gleichzeitig bildeten sich in der Wasserwechselzone temporär neue Habitate. Bei der Schwall-Amplitude von $14 \text{ m}^3/\text{s}$ kompensierten die neuen Habitate in etwa die Habitatverluste in der Sunkzone. Bei der Schwall-Amplitude von $7 \text{ m}^3/\text{s}$ blieb das Habitatangebot insgesamt tiefer als bei Sunk.

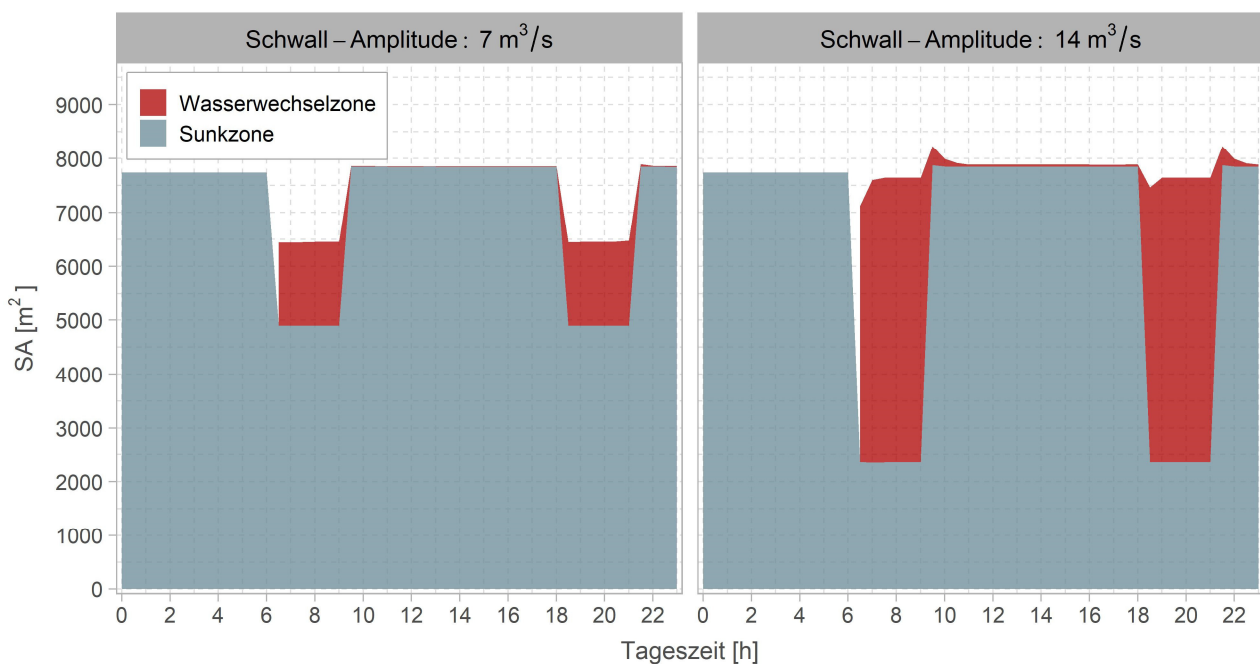


Abbildung 36: Gesamtfläche an hydraulisch geeigneten Habitaten (SA) für juvenile Bachforellen im Tagesverlauf in Abhängigkeit der Schwall-Amplitude.

Beim Wechsel von Sunk zu Schwall wurde ein Grossteil der hydraulischen Habitate verlagert (instabil). Bei einer Amplitude von $7 \text{ m}^3/\text{s}$ lag der Anteil dieser instabilen Habitate bei 85 %, bei einer Amplitude von $14 \text{ m}^3/\text{s}$ betrug deren Anteil 98 % (Abbildung 37). Dies bedeutet, dass der Anteil der lagestabilen (persistenten) Habitate mit 15 %, respektive 2 % relativ gering war. Beim Schwall-Rückgang war der Anteil der persistenten Habitate vergleichbar tief wie beim Schwall-Anstieg. Beim Abflussrückgang um $7 \text{ m}^3/\text{s}$ fielen 80 % der Habitate trocken, bei einem Rückgang um $14 \text{ m}^3/\text{s}$ waren es 98 % der Habitate. Nur wenige bei Schwall geeignete Habitate blieben benetzt.

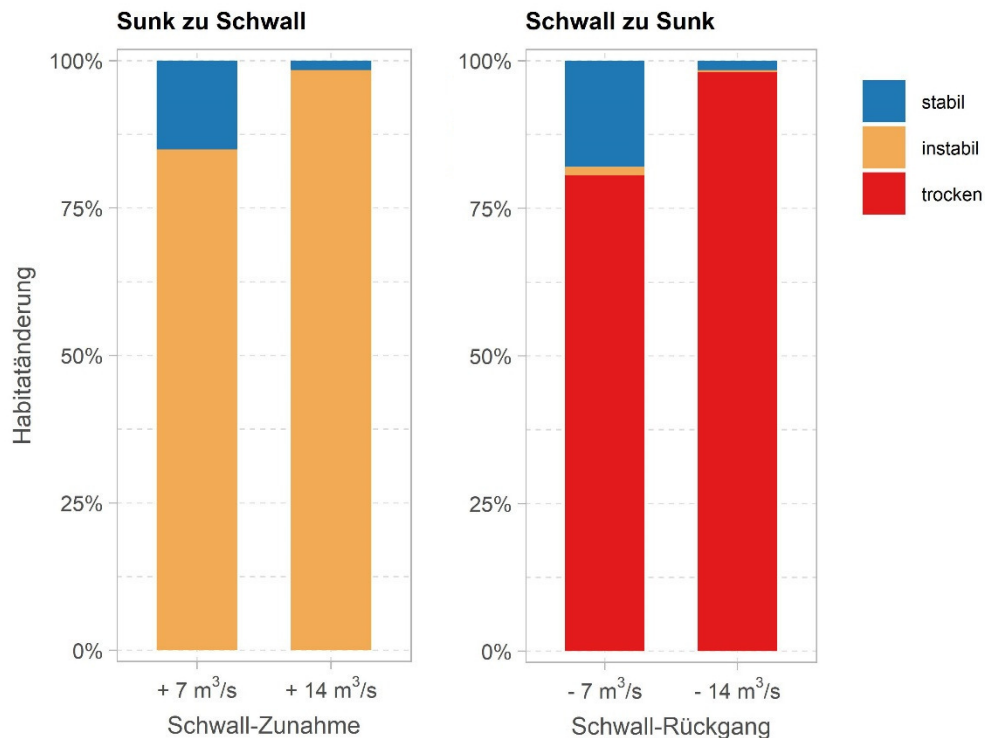


Abbildung 37: Änderung der geeigneten Habitatflächen (SA) juveniler Bachforellen während der Abfluss-Änderung von Sunk (4 m^3/s) zu Schwall (links), respektive von Schwall zu Sunk (rechts) für die beiden Schwall-Amplituden 7 und 14 m^3/s . Dargestellt sind die prozentualen Anteile stabiler (blau), instabiler (orange) und trockenfallender (rot) Habitate.

Ein Grossteil der hydraulisch geeigneten Habitate ging im Hauptarm beim Wechsel von Sunk zu Schwall verloren (Abbildung 38). Neue Habitate bildeten sich hauptsächlich in bestehenden und in neu geöffneten Seitenarmen sowie entlang einiger flach geneigten Kiesbänke im Hauptarm. Die Gesamtfläche an geeigneten Habitaten (SA) war bei einer Schwall-Amplitude von 14 m^3/s insgesamt grösser als bei einer Amplitude von 7 m^3/s . Bei höherer Amplitude wurden mehrere neue Seitenarme durchflossen, welche neue Habitate aufwiesen. Allerdings reduzierte sich die Fläche an persistenten Habitaten bei höherer Schwall-Amplitude deutlich. Bei einer Schwall-Amplitude von 7 m^3/s blieben mehr und grössere zusammenhängende Habitate lagestabil. Diese persistenten Habitate waren mehrheitlich entlang flach auslaufender Kiesbänke und in den Seitenarmen lokalisiert. Die bei Schwall neu entstandenen Habitate fielen beim Schwall-Rückgang mehrheitlich wieder trocken.

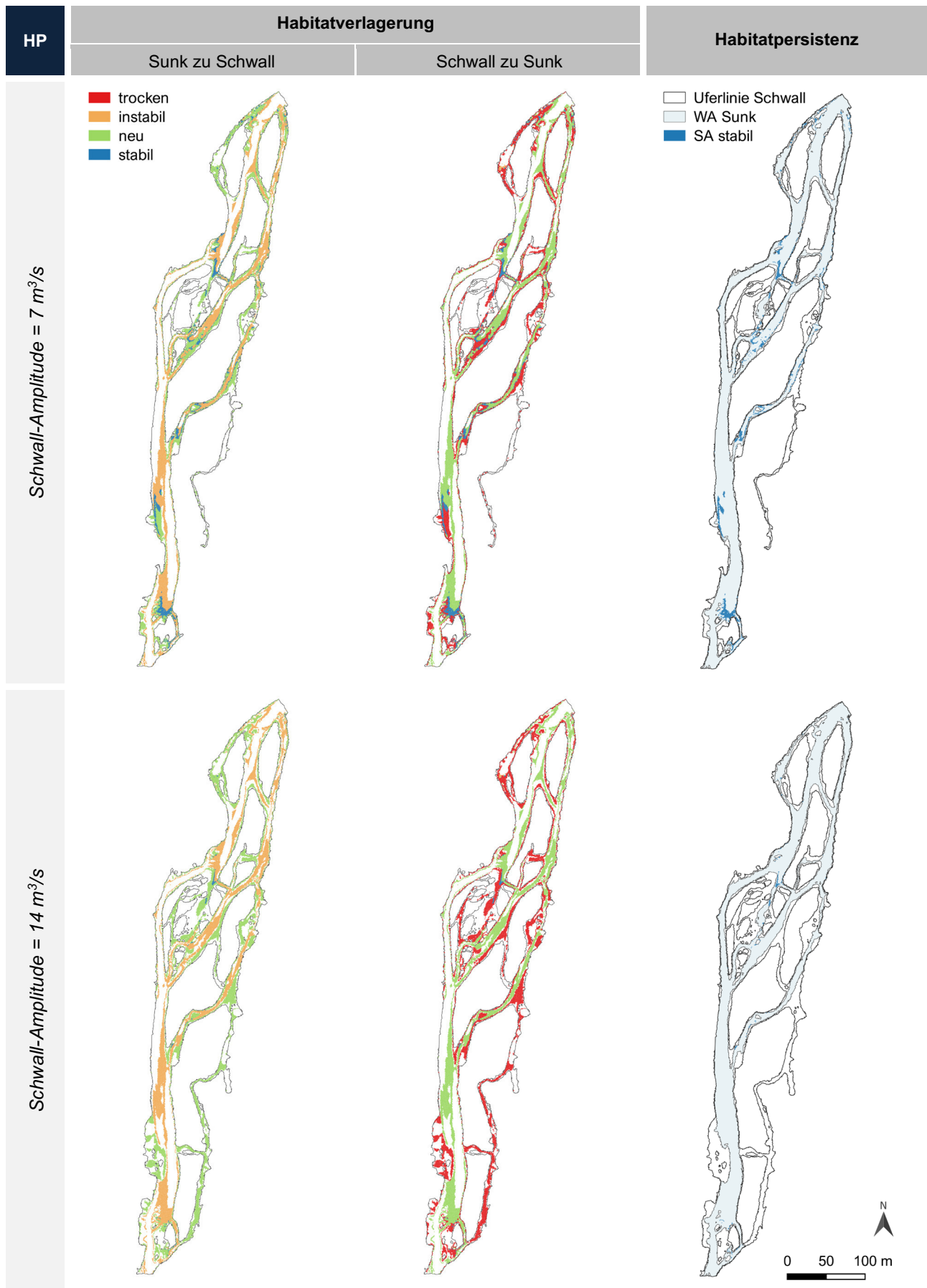


Abbildung 38: Verlagerung (links und Mitte) und Persistenz (rechts) der hydraulischen Habitate (SA), für juvenile Bachforellen beim Wechsel von Sunk (4 m³/s) zu Schwall, respektive von Schwall zu Sunk für die beiden Schwall-Amplituden 7 m³/s (oben) und 14 m³/s (unten). WA Sunk: Effektiv benetzte Fläche bei Sunk (> 0.05 m).

4.3.2 Thermische Heterogenität und Habitategnung unter Thermopeakung

Thermische Heterogenität im Tagesverlauf

Bei den meisten Szenarien kam es durch den Schwall zu einem temporären Rückgang der Wassertemperaturen. Einzig die Schwall-Temperatur von 8 °C (Szenario T8) führte am Morgen kurzfristig zu einer leichten Erwärmung (Abbildung 39). In den Sunkphasen war der Einfluss der Schwall-Ereignisse auf die thermische Heterogenität eher klein. Die kühleren Schwall-Temperaturen führten jedoch nach dem Schwall-Rückgang zu einer Zunahme an Flächen mit tieferen Temperaturen im Vergleich zum Szenario ohne Schwall-Sunk (vgl. Kapitel 4.1.2 und Anhang 6). Der Median der Wassertemperatur in der Sunkphase war hingegen nur minimal tiefer mit Schwall-Sunk.

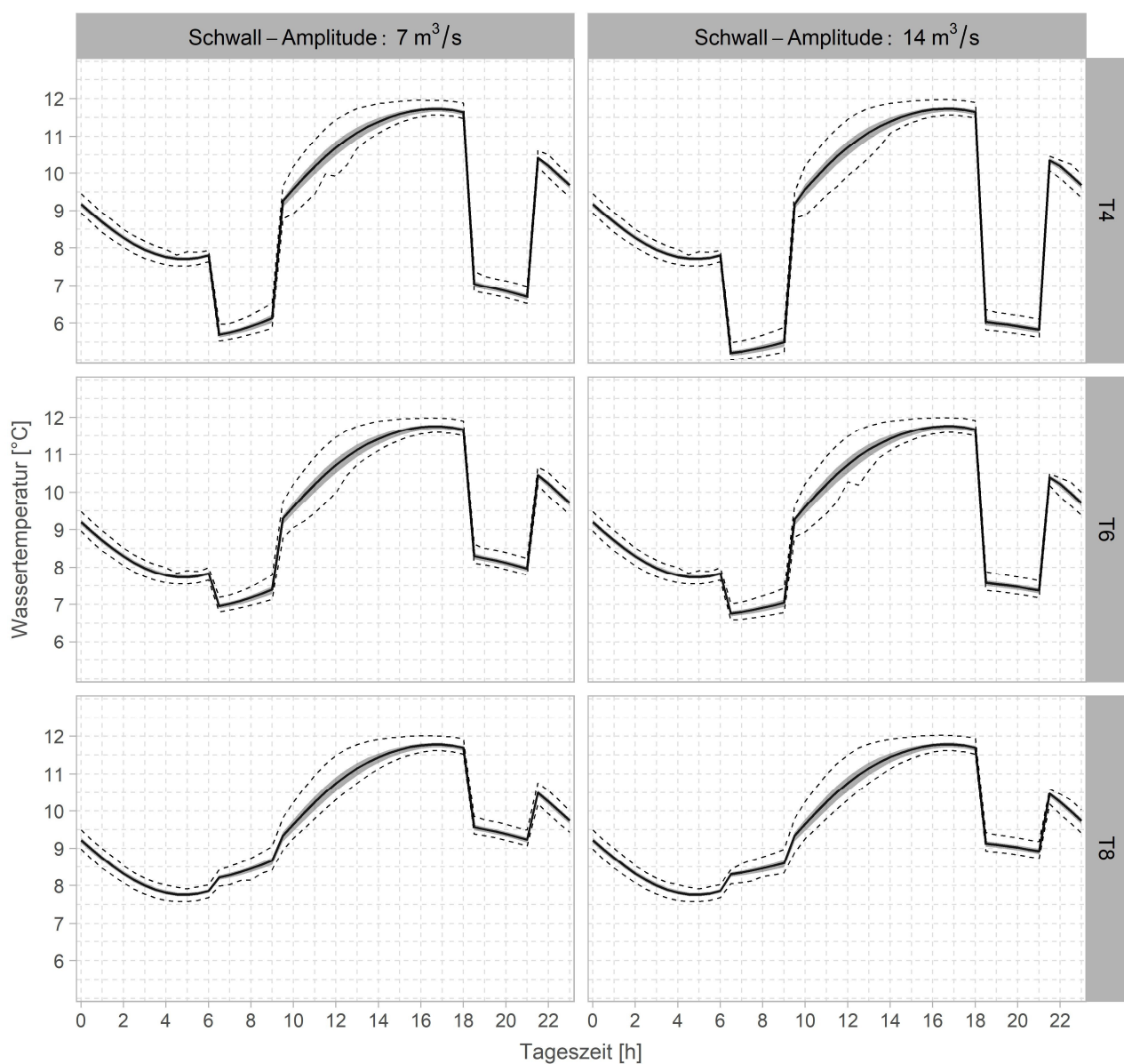


Abbildung 39: Deskriptive statistische Kenngrößen (Schwarze Linie = Median, graue Fläche = Interquartilsabstand (IQR), gepunktete Linien = unterer und oberer Whisker ($Q_{25} - 1.5 \cdot IQR$ | $Q_{75} + 1.5 \cdot IQR$)), um die Verteilung der Wassertemperatur im Tagesverlauf in Abhängigkeit der Schwall-Amplitude (7 und 14 m³/s) und der Schwall-Temperatur (T4 = 4 °C, T6 = 6 °C, T8 = 8 °C) zu beschreiben.

Während der Schwall-Phase zeigte der Quartilsdispersionskoeffizient (VC_r) deutlich höhere Werte im Vergleich zum Szenario ohne Schwall-Sunk (Abbildung 40). Dieser war grösser, je tiefer die Schwall-Temperatur und je höher die Abflusszunahme.

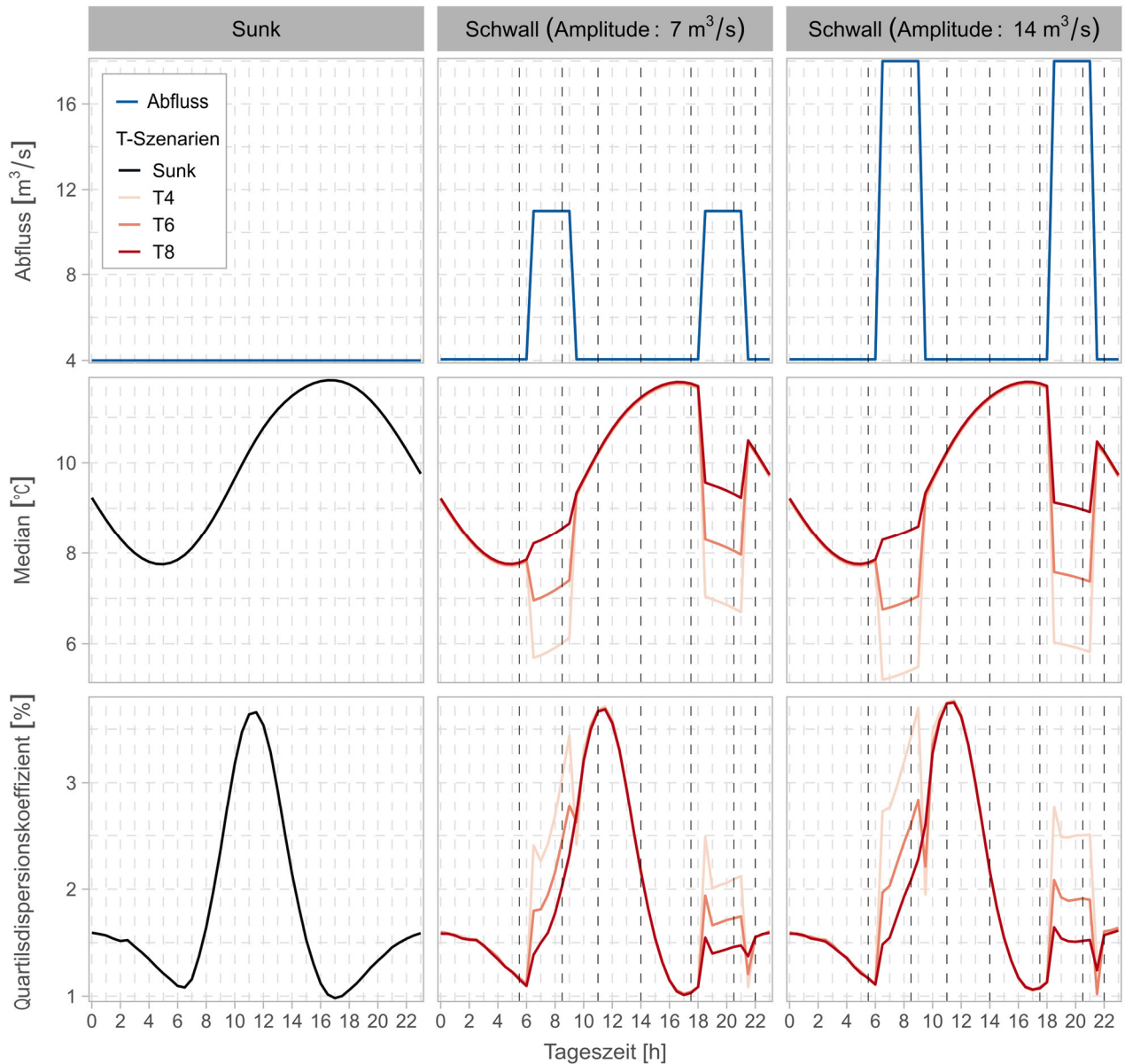


Abbildung 40: Abfluss (oben), Median der Wassertemperatur (Mitte) und Quartilsdispersionskoeffizient als Mass für die thermische Heterogenität (unten) im Tagesverlauf mit (rechts) und ohne (links) Schwall-Sunk. Die Schwall-Szenarien unterschieden sich in der Amplitude (7 und 14 m³/s) und in der Schwall-Temperatur (T4 = 4 °C, T6 = 6 °C, T8 = 8 °C). Die mit einer gestrichelten Linie gekennzeichneten Tageszeiten sind in Abbildung 41 und 42 und räumlich dargestellt.

In Abbildung 41 und Abbildung 42 wurde die räumliche Verteilung der Wassertemperatur unter Schwall-Sunk bei einer Schwall-Temperatur von 4 °C für ausgewählte Zeitschritte exemplarisch dargestellt. Nach der markanten Abkühlung der gesamten Aue während des ersten Schwall-Peaks, stellte sich um die Mittagszeit wieder eine räumliche Heterogenität ein, welche der des Szenarios ohne Schwall-Sunk ähnlich war (vgl. Kapitel 4.1.2). Neu war hingegen, dass sich nach dem Schwall in der Wasserwechselzone isolierte Tümpel gebildet hatten, welche sich im Tagesverlauf stark erwärmten.

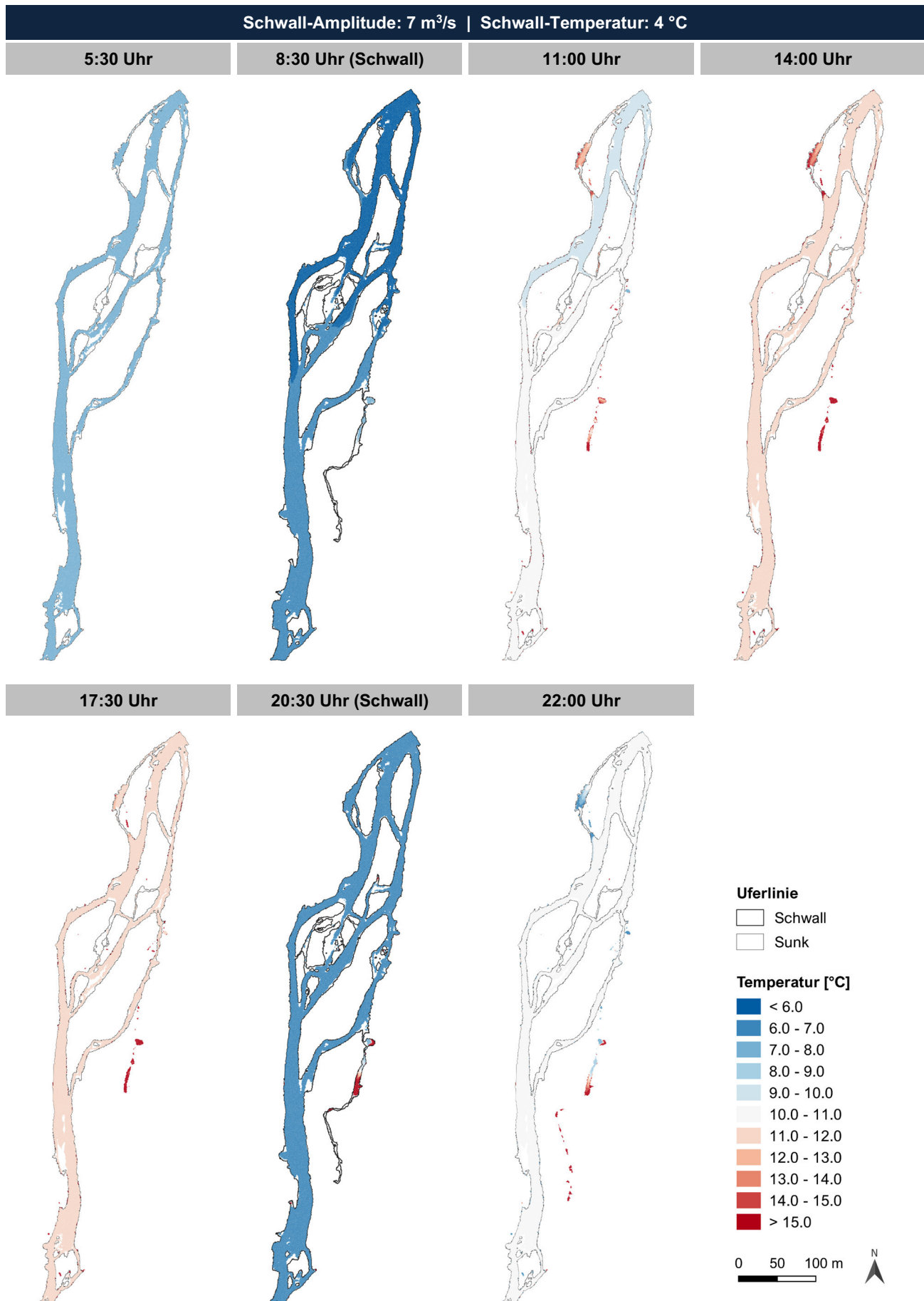


Abbildung 41: Räumliche Verteilung der Wassertemperatur für ausgewählte Zeitschritte unter Schwall-Sunk. Dargestellt ist das Szenario mit 4 m³/s Basisabfluss, 7 m³/s Amplitude und 4 °C Schwall-Temperatur. Fliessrichtung: Norden nach Süden.

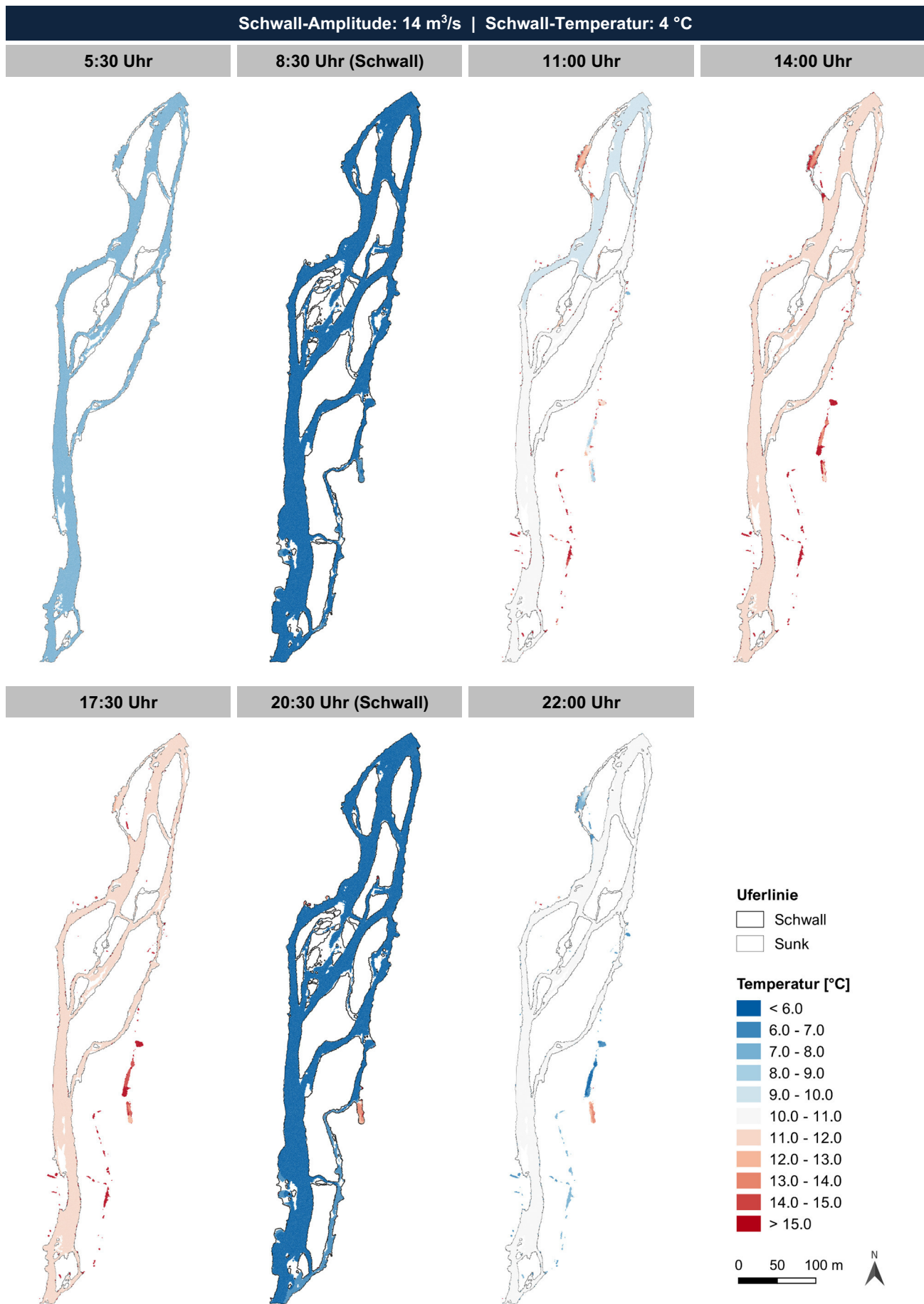


Abbildung 42: Räumliche Verteilung der Wassertemperatur für ausgewählte Zeitschritte unter Schwall-Sunk. Dargestellt ist das Szenario mit 4 m³/s Basisabfluss, 14 m³/s Amplitude und 4 °C Schwall-Temperatur. Fließrichtung: Norden nach Süden.

Durch den zweiten Schwall-Peak wurden viele der isolierten Tümpel wieder geflutet und abgekühlt. Eine Ausnahme bildeten Seitenarme, welche nicht vollständig durchflossen waren. Diese wiesen während und nach dem Schwall noch immer höhere Temperaturen als der Hauptarm auf. Nach dem zweiten Schwall-Peak erwärmte sich die Aue nochmals leicht. In der Wasserwechselzone blieben wiederum isolierte und kühlere Tümpel zurück.

Geeignete Habitate zur Thermoregulation

In der Sunkphase zwischen den beiden Schwall-Peaks waren die Unterschiede bezüglich der effektiv geeigneten Habitate zur Thermoregulation ($SA_{TR,eff}$) zwischen den Szenarien mit und dem Szenario ohne Schwall-Sunk relativ gering (Abbildung 43). Bei einer Schwall-Amplitude von $7 \text{ m}^3/\text{s}$ konnten auch während dem Schwall kaum Unterschiede bezüglich $SA_{TR,eff}$ ausgemacht werden. Hingegen wurde bei einer Amplitude von $14 \text{ m}^3/\text{s}$ kurzzeitig eine Erhöhung von $SA_{TR,eff}$ festgestellt. Am Morgen war dies die Folge der Erwärmung des untersten Seitenarmes durch den externen Wärmeeintrag. Am Abend war die Erhöhung auf die erneute Anbindung dieses Seitenarmes und auf die Durchmischung von warmem und kühlem Wasser zurückzuführen (Abbildung 44).

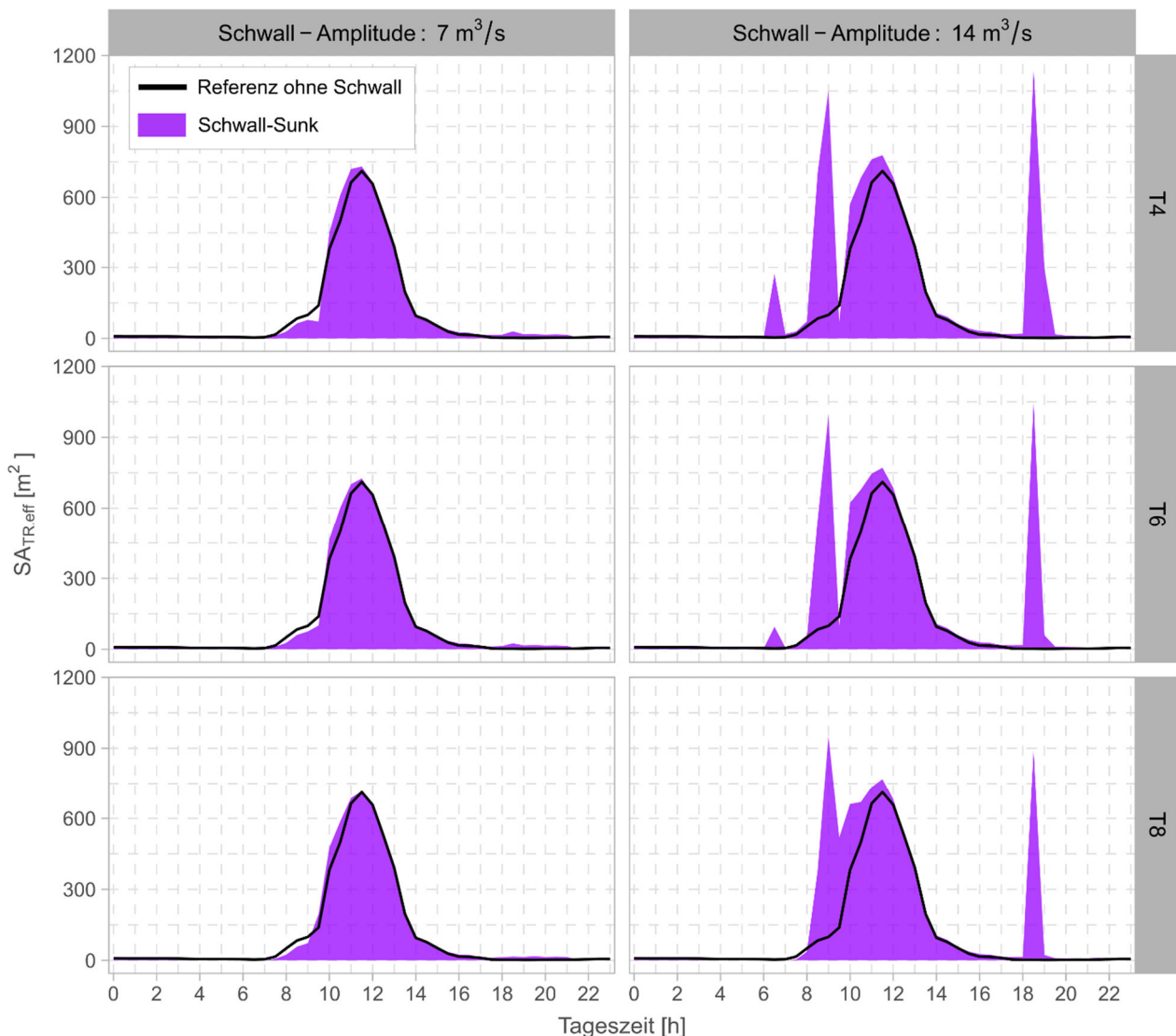


Abbildung 43: Gesamtfläche aller Habitate, welche sowohl hydraulisch als auch thermisch geeignete Bedingungen im Tagesverlauf in Abhängigkeit der Schwall-Amplitude und der Schwall-Temperatur ($T_4 = 4^\circ\text{C}$, $T_6 = 6^\circ\text{C}$, $T_8 = 8^\circ\text{C}$) für juvenile Bachforellen aufwiesen ($SA_{TR,eff}$).

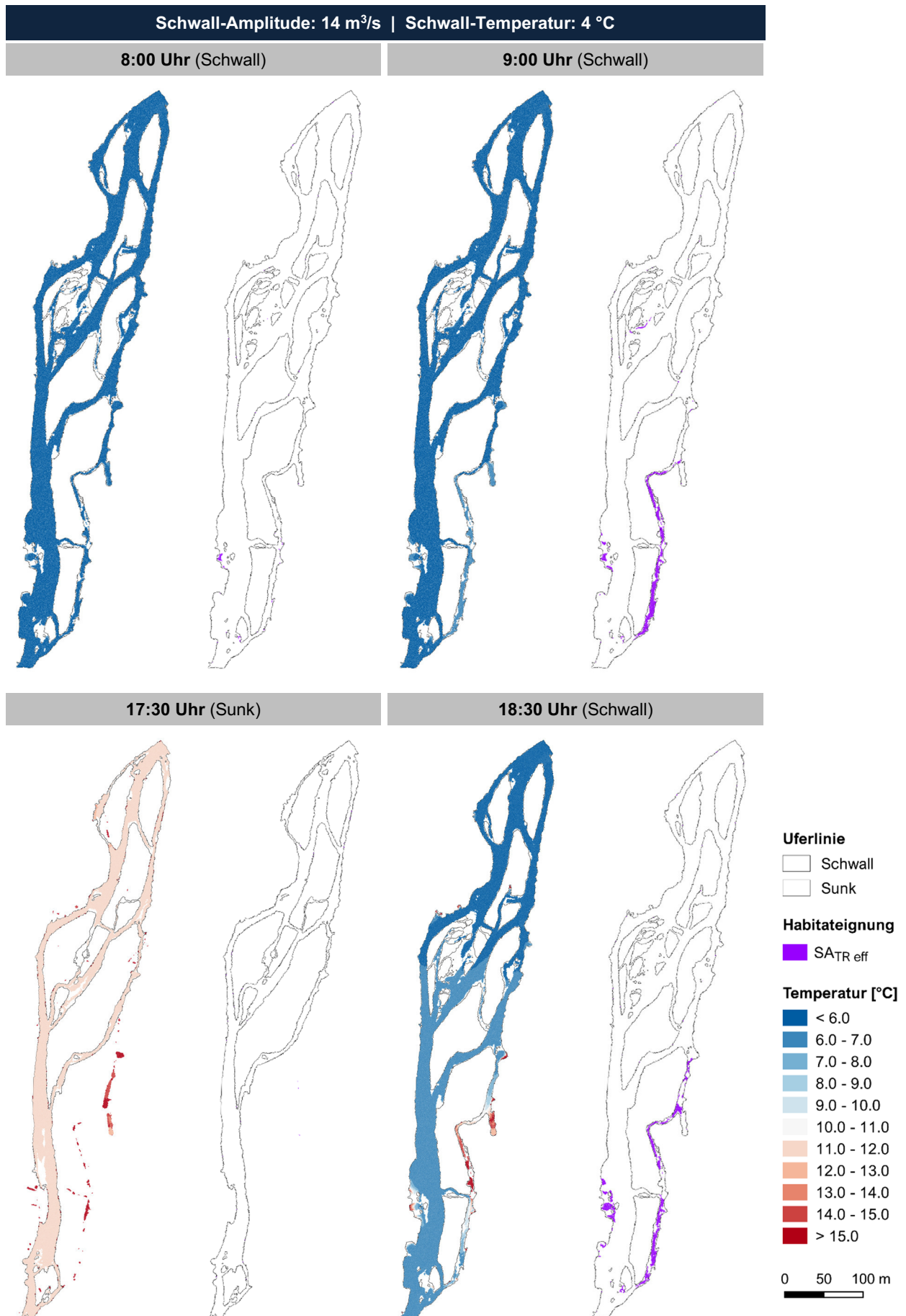


Abbildung 44: Räumliche Verteilung der Wassertemperatur und von SA_{TR,eff} während dem ersten Schwall-Peak am Morgen (oben) und dem zweiten Schwall-Peak am Abend (unten).

Thermisch kritische Habitate

Die nach dem ersten Schwall-Peak in der Wasserwechselzone noch benetzten Flächen erwärmten sich deutlich stärker als die dauernd benetzten Flächen (Abbildung 45). Um 12:30 Uhr (UTC+1, Winterzeit) überschritten bei allen Szenarien über 25 % der Zellen den Schwellwert von 22 °C, ab welchem juvenile Bachforellen bei längerer Exposition thermischen Stress ausgesetzt sind. Eine Stunde später waren bei allen Szenarien mindestens 25 % der Zellen wärmer als 26 °C. Ab diesem Wert ist bereits bei kurzer Exposition von einer erhöhten Mortalität auszugehen (Elliott & Elliott, 2010). Ab 16:00 Uhr begannen die mittleren Temperaturen (Median) wieder abzunehmen.

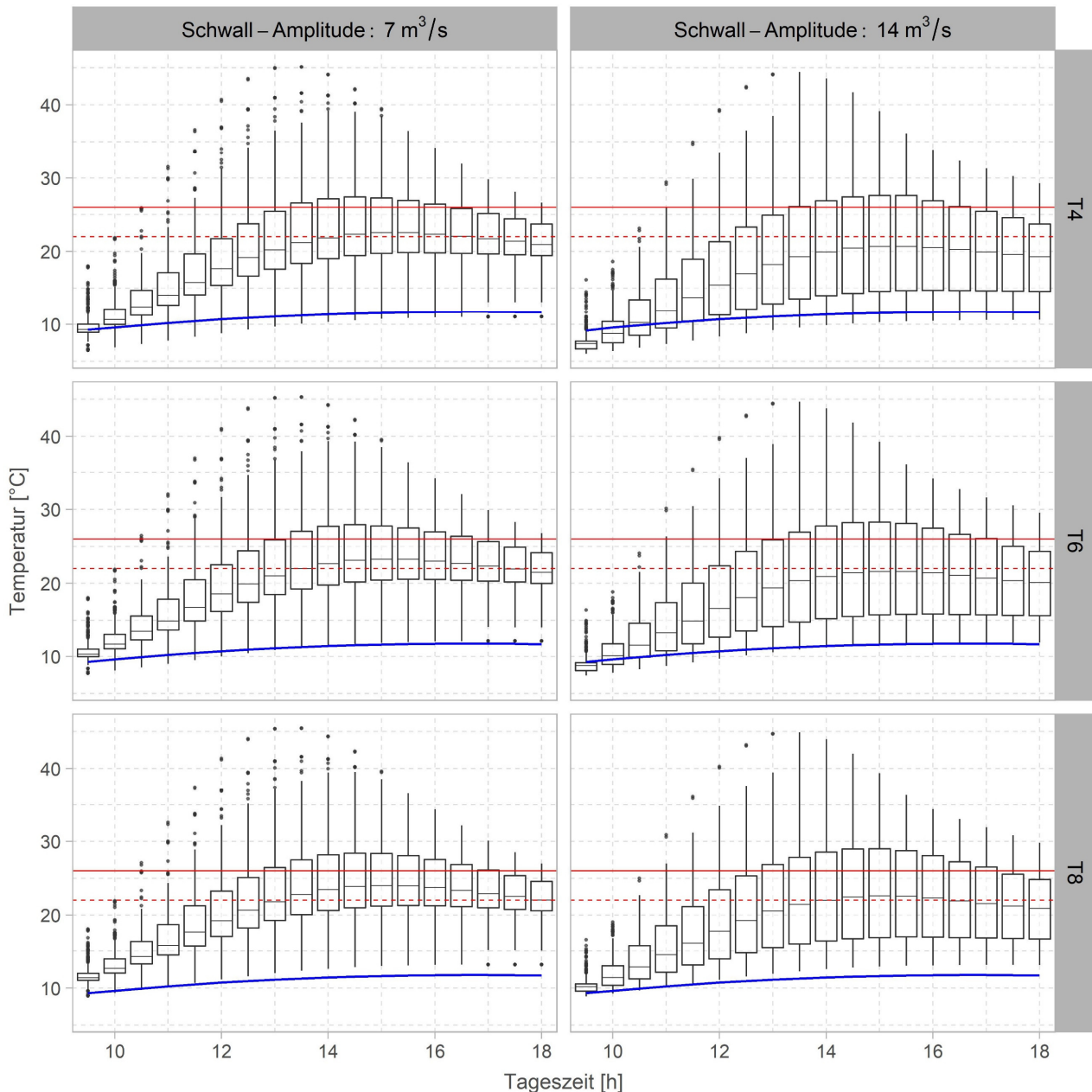


Abbildung 45: Streuung der Wassertemperatur in den effektiv benetzten Flächen (> 0.05 m) in der Wasserwechselzone (Boxplots) im Vergleich zum Median der Wassertemperatur in der Sunkzone (blaue Linie) im Zeitraum zwischen den beiden Schwall-Peaks. Rote Linien kennzeichnen die Temperaturen, bei deren Überschreitung juvenile Bachforellen akut (durchgezogene Linie), respektive bei längerer Exposition (gestrichelte Linie) gefährdet sind, an thermalem Stress zu sterben.

Die Gesamtfläche aller thermisch kritischen Bereiche (CTH = «Critical Thermal Habitat») betrug bis zu 440 m². Die Fläche der CTH war bei grösserer Schwall-Amplitude höher. Der Einfluss der Schwall-Temperatur (T4 - T8) war hingegen gering. Es konnte nur eine leicht grössere Fläche bei höheren Schwall-Temperaturen festgestellt werden.

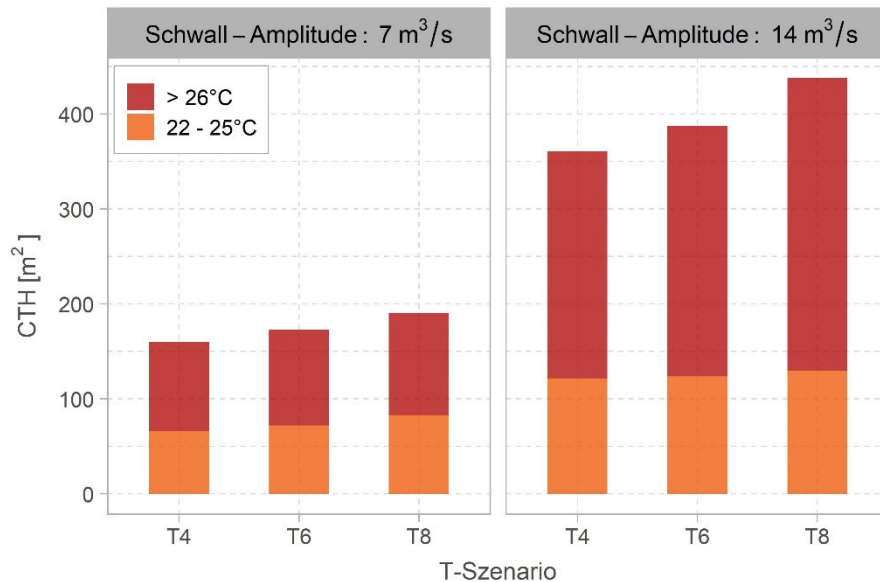


Abbildung 46: Gesamtfläche aller Zellen, welche zwischen den beiden Schwall-Peaks den für juvenile Bachforellen kritischen Wert von 22 °C überschritten (CTH = «Critical Thermal Habitat»), in Abhängigkeit der Schwall-Amplitude und der Schwall-Temperatur (T4 = 4 °C, T6 = 6 °C, T8 = 8 °C). Die CTH wurden in zwei Temperaturbereiche unterteilt, um zwischen Flächen mit akuter (≥ 26 °C) und weniger akuter (22 - 25 °C) Gefährdung zu unterscheiden.

5 Diskussion

5.1 Einflussgrössen, Parametrisierung und Limitierung des numerischen Modells

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde der Einfluss des Abflusses, der Globalstrahlung sowie der Luft- und Wassertemperatur auf die raumzeitliche Heterogenität einer Flussaue anhand eines hydro- und thermodynamischen Modells mittels der Simulationssoftware BASEMENT untersucht. Alle untersuchten Szenarien wiesen eine ausgeprägte thermische Heterogenität auf, welche in einer morphologisch komplexen, verzweigten Flussaue zu erwarten war (Mosley, 1983; Arscott et al., 2001; Uehlinger et al., 2003; Tonolla et al., 2010). Es konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender **Strahlungsintensität** und grösserer **Temperaturamplitude** die Streuung der Wassertemperaturen und somit die thermische Heterogenität in der Aue deutlich zunahm. Die maximale Heterogenität im Tagesverlauf korrelierte zeitlich eher mit der maximalen Strahlungsintensität als mit der Lufttemperatur. Dies lässt vermuten, dass die Globalstrahlung einen grösseren Einfluss auf die thermische Heterogenität in der Flussaue hatte als die Lufttemperatur, welche erst später ihr Maximum erreichte. Dies stimmt mit den Befunden von Webb und Zhang (1997, 1999) überein, welche in der Nettostrahlung (Sonneneinstrahlung und langwellige Strahlung) den massgeblichen Faktor für den Wärmegewinn in verschiedenen Fließgewässern eruierten. Somit ist plausibel, dass die Strahlung wohl hauptsächlich dafür verantwortlich war, dass sich flache und langsam durchflossene Bereiche schneller erwärmten als der Talweg. Als dritte meteorologische Einflussgrösse des thermodynamischen Modells wurde die **Windgeschwindigkeit** betrachtet. Sie beeinflusst die Wärmeübertragung zwischen Wasser und Atmosphäre (Czernuszenko, 2009). Die Windgeschwindigkeit wurde in allen Simulationen mit 2 m/s konstant gehalten. In der Sensitivitätsanalyse führten höhere Windgeschwindigkeiten allerdings zu einer Reduktion der thermischen Heterogenität (vgl. Anhang 1). Da die meteorologischen Eingangsgrössen – insbesondere Wind und Strahlung – grösseren raumzeitlichen Unterschieden unterliegen können (Webb et al., 2008) und sie im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur gekoppelt betrachtet werden konnten, ist die Simulation weiterer Szenarien mit unterschiedlichen Kombinationen der Eingangsgrössen nötig, um ihren Einfluss auf die thermische Heterogenität weiter zu untersuchen und statistisch robuste Resultate zu erhalten.

Eine Erhöhung des **Abflusses** reduzierte die thermische Heterogenität in der Flussaue. Auch Ward et al. (2001) konnten im Sommer beim Anstieg des Abflusses eine Verringerung der thermischen Heterogenität in Flussauen erkennen. Höhere Abflüsse können dazu führen, dass einzelne Wasserkörper miteinander verbunden und dadurch die Wassertemperaturen homogenisiert werden (Wawrzyniak et al., 2013; Webb et al., 2008). Die mittleren Wassertemperaturen (gemessen am Median), wurden im Modell durch den Abfluss kaum verändert. Dies hängt vermutlich damit zusammen, dass mit dem Wasservolumen auch die Wasseroberfläche durch neue Seitenarme und überflutete Kiesbänke erhöht wurde. Folglich war auch die Wärmeübertragung über die einkommende Strahlung höher (Poole & Berman, 2001), was das grössere Volumen und die gesteigerte Durchmischung infolge höherer Fließgeschwindigkeiten wahrscheinlich kompensierte.

Neben dem Abfluss hat auch das Abflussregime Einfluss auf die thermische Heterogenität. Wawrzyniak et al. (2013) konnten durch luftgestützte Aufnahmen mit einer Thermalkamera (TIR) in den französischen Alpen zeigen, dass von Gletschern gespiesene Flussauen im Sommer eine

eher geringe thermische Heterogenität im Tagesverlauf aufwiesen. Im Gegensatz dazu wiesen nicht von Gletschern gespiesene Flussauen eine hohe thermische Variabilität im Tagesverlauf auf, welche mit der Lufttemperatur korrelierte. Nicht in dieses Raster fällt hingegen die gut untersuchte, glaziale Flussaue im Val Roseg im Engadin, welche trotz Gletschereinfluss eine sehr hohe thermische Heterogenität aufweist (Malard et al., 2001; Tonolla et al., 2010; Uehlinger et al., 2003). In dieser Aue trägt der Austausch mit dem hyporheischen Interstitial sowie mit dem Grundwasser wesentlich zur thermischen Heterogenität bei (Malard et al., 2001; Ward et al., 1999). Hierin liegt eine wichtige Limitierung des hydrodynamischen Modells, indem der Austausch mit dem Grundwasser nicht berücksichtigt werden konnte. Es wird davon ausgegangen, dass gerade dieser Faktor massgeblich zur thermischen Heterogenität in Fliessgewässern beiträgt (Caissie, 2006). Der Lockergesteins-Grundwasserleiter der Moesa, welcher ein grosses Grundwasservorkommen aufweist, wird jedoch in unmittelbare Nähe der Pomareda Aue durch zwei Grundwasserfassungen genutzt (ANU GR, 2020). Es ist wahrscheinlich, dass dadurch der Grundwasserspiegel künstlich tief gehalten wird und somit vermutlich keine Exfiltration im Untersuchungsperimeter auftritt.

Eine weitere Limitierung des Modells stellte der Ausschluss von Wassertiefen < 0.05 m dar. Da jedoch gerade die wenig durchflossenen Flachwasserzonen in Seitenarmen, kleinen Tümpeln oder entlang von flachen Kiesbänken empfindlich auf äussere Bedingungen reagieren und sich im Sommer schnell erwärmen (Webb et al., 2008), ist eine adäquate Berechnung der Wassertemperaturen in diesen Bereichen Voraussetzung für eine zuverlässige Vorhersage der thermischen Heterogenität durch das thermodynamische Modell. Zudem wurde festgestellt, dass sich einige wenige Zellen im Tagesverlauf sehr stark erwärmten (> 30 °C). Diese sehr hohen Temperaturen kamen zustande, weil durch das Modell die Verdunstung und Infiltration nicht berücksichtigt wurde, da im Verhältnis zur Gesamtmasse die Menge an Wasser die verdunstet oder infiltriert meist vernachlässigbar ist. Wenn sich jedoch sehr flache und stehende Bereiche bilden, würde in der Realität das Wasser schnell verdunsten oder versickern. Im Modell verbleibt das Wasser jedoch und wird dadurch weiter erwärmt (Vanzo et al., in Vorbereitung).

Neben den hydrometeorologischen Grössen beeinflussen noch eine Reihe weiterer Faktoren die Wärmeübertragung in einem Fliessgewässer (vgl. Kapitel 2.1). Der Einfluss einiger dieser Faktoren auf die Modellausgabe wurden im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse getestet (vgl. Anhang 1). Die **Beschattung** durch die Ufervegetation und die Topografie ist ein wesentlicher Faktor, welcher die räumliche Heterogenität in Fliessgewässern mitprägt (Caissie, 2006). Durch das hydrodynamische Modell wurde diese Einflussgrösse mit einem Korrekturfaktor («Shading Factor») berücksichtigt, welcher die einkommende Strahlung nach Siviglia und Toro (2009) global reduziert. Alle Simulationen wurden mit einem Wert von 0.2 durchgeführt, da dieser bei der Kalibrierung des Modells gut mit den gemessenen Daten übereinstimmte (mündliche Mitteilung D. Vanzo). Da jedoch der Grad der Beschattung stark vom Sonnenstand, also der Tageszeit und der Lage innerhalb der Aue, respektive dem Grad der Uferbestockung und der Exposition im Gelände abhängt (Webb et al., 2008), wird vermutet, dass in stärker beschatteten Bereichen die Wassertemperaturen überschätzt wurden. Durch eine raumzeitliche Abstufung des Beschattungsfaktors könnte dieser Limitierung entgegengewirkt werden.

Um die Rechenzeit zu verkürzen, wurde die **Diffusion** in den Simulationen nicht berücksichtigt. Durch die Sensitivitätsanalyse konnte gezeigt werden, dass die Diffusion die mittleren Wassertemperaturen wenig beeinflusst, jedoch die Streuung der Daten reduziert (vgl. Anhang 1). Durch

die Diffusion wird im Modell die Übertragung von sensibler Wärme zwischen zwei Zellen berücksichtigt, wodurch Temperaturunterschiede zwischen den Zellen verkleinert werden. Die Menge an Wärmeenergie wird durch diesen Prozess nicht verändert, wodurch die mittleren Wassertemperaturen kaum beeinflusst wurden.

Durch den **Reibungskoeffizienten** («Friction Heating Factor») wurde die Erwärmung des Wassers durch die Bodenreibung im Modell berücksichtigt. Je höher der Reibungskoeffizient, desto höher waren die Wassertemperaturen. Die Streuung der Daten wurde nicht beeinflusst. Der Einfluss der Reibung auf den Wärmeaustausch in der Aue wird im Vergleich zu anderen Faktoren allerdings als gering angesehen (Caissie, 2006; Czernuszenko, 2009).

Bei allen Szenarien konnte sowohl am Morgen als auch am Mittag eine leichte Erwärmung in Fliessrichtung festgestellt werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die definierten **Randbedingungen** beim Zuströmbereich bis zu einem gewissen Grad mitverantwortlich für diesen longitudinalen Temperaturgradienten sein könnten. Die Aue liegt etwas über 100 Höhenmeter über der meteorologischen Messstation in Grono, auf deren Messwerte die Szenarien für die Lufttemperatur basierten. Daher ist es möglich, dass das eingeführte Wasser für die vorhandene Lufttemperatur etwas zu kühl war, wodurch im Zuströmbereich zuerst Wärme zwischen der Wasseroberfläche und der Luft ausgetauscht werden musste, was zu einer Erwärmung des Wassers in Fliessrichtung führte. In Realität hätte sich aber das einflussende Wasser bereits in einem thermodynamischen Gleichgewicht mit der Lufttemperatur befinden müssen, da Wasser- und Lufttemperatur positiv korreliert sind (Piccolroaz et al., 2016). Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, hätten die Szenarien basierend auf der linearen Regressionsgleichung abgeleitet werden können (vgl. Abbildung 15, Kapitel 3.4.2), welche auf korrigierten Werten für die Lufttemperatur beruhte.

1. Fragestellung: Welche hydrometeorologischen Faktoren begünstigen eine räumliche Heterogenität der Wassertemperatur, welche es juvenilen Bachforellen erlauben würde, ein thermoregulatorisches Verhalten zu zeigen?

- *Sonniges Wetter im Frühsommer mit einer hohen Strahlungsintensität bei windstillen Verhältnissen und tiefen Wasserständen begünstigen eine räumliche Heterogenität der Wassertemperatur in einer verzweigten Flussaue.*

5.2 Raumzeitliche Verfügbarkeit thermisch geeigneter Jungfischhabitate

Um die Verfügbarkeit von thermisch geeigneten Jungfischhabitaten zu bewerten wurde mit SA_{TR} ein neuer Index eingeführt. SA_{TR} soll die Fläche der geeigneten Habitate zur Thermoregulation für juvenile Bachforellen in einem Fließgewässerabschnitt quantifizieren. Im Gegensatz zu SA nach Person (2013) beruht SA_{TR} nicht auf spezifischen Habitateignungskurven (HSCs), sondern auf der Annahme, dass juvenile Bachforellen bei vorhandener Möglichkeit Habitate mit geeigneteren Temperaturen bevorzugen. SA_{TR} weisen Temperaturen auf, die im Vergleich zu den durchschnittlichen Bedingungen näher bei derjenigen für eine optimale Wachstumsrate oder Wachstumseffizienz liegen. Ob juvenile Bachforellen die thermische Heterogenität in der Natur aktiv ausnutzen, wurde bis anhin noch nicht untersucht. Dass Salmoniden thermische Refugien aufsuchen um thermischen Stress – sowohl bei zu hohen als auch bei zu tiefen Temperaturen – zu vermeiden, wurde bereits durch verschiedene Studien gezeigt (Baird & Krueger, 2003; Breau et al., 2007; Goniea et al., 2006; Petty et al., 2012; Wilbur et al., 2020). Auch adulte Bachforellen scheinen bei hohen Temperaturen im Sommer kühlere Refugien zu nutzen (Young et al., 2011). Thermoregulatorisches Verhalten ist jedoch nicht nur während Phasen mit zu hohen oder zu tiefen Temperaturen von Bedeutung. Auch ausserhalb des kritischen Temperaturbereiches nutzen Salmoniden die raumzeitliche Heterogenität der Wassertemperatur aktiv aus (Armstrong et al., 2013; Baldock et al., 2016; Brewitt et al., 2017). Elliott (1981) kam in seiner Arbeit zum Schluss, dass thermoregulatorisches Verhalten einer der Hauptfaktoren für die Bewegung von Fischen darstellt. Jonsson & Jonsson (2011) äusserten sich in ihrem umfassenden Buch zur Ökologie des Atlantischen Lachses und der Bachforelle jedoch kritisch darüber, ob es bei Salmoniden in der Natur einen direkten Zusammenhang zwischen der optimalen Wachstumstemperatur oder der Temperatur für eine maximale Wachstumseffizienz und der Habitatwahl gibt. Demgegenüber argumentierten Elliott & Allonby (2013) auf Grundlage von Laborexperimenten, dass Bachforellen sowohl Temperaturen für eine maximale Wachstumseffizienz als auch für eine maximale Wachstumsrate aktiv auswählen, wenn die Möglichkeit dazu besteht. Die Temperaturpräferenzen von Jungfischen ähneln dabei der Temperatur für die optimale Wachstumsrate, während für ältere Forellen die Temperaturpräferenzen den Temperaturen für eine maximale Wachstumseffizienz nahekommen. Es bleibt aber festzuhalten, dass die Habitatwahl immer ein Trade-off zwischen der Optimierung der Bioenergetik, der Nahrungsverfügbarkeit, dem Zugang zu Unterständen, der Vermeidung von Fressfeinden und der Konkurrenz bleibt (Elliott & Allonby, 2013; Jonsson & Jonsson, 2011).

SA_{TR} zeigte einen deutlichen Tagesgang mit einem Maximum um die Mittageszeit. Der Index war in Raum und Zeit mit der thermischen Heterogenität in der Flussaue gekoppelt. Am Nachmittag nahm die thermische Heterogenität und somit SA_{TR} im Modell wieder ab. Dieses Muster kam zustande, weil sich insbesondere die Seitenarme in der ersten Tageshälfte schneller als der Hauptarm erwärmten. Am Nachmittag glichen sich die Temperaturen der verschiedenen Flussarme wieder an. Juvenile Bachforellen, welche im Frühsommer die sich schneller erwärmenden Bereiche in den Seitenarmen als Habitate nutzen, könnten somit im Tagesverlauf länger von wärmeren Wassertemperaturen profitieren und sich dadurch möglicherweise einen Wachstumsvorteil gegenüber ihren Artgenossen im Hauptarm verschaffen. Am Abend und in der Nacht waren die thermischen Unterschiede in der Aue gering, wodurch kaum geeignete Habitate zur Thermoregulation vorhanden waren.

Wawrzyniak et al. (2013) beobachteten anhand luftgestützter Aufnahmen mit einer Thermalkamera (TIR) in Flussauen in den französischen Alpen einen etwas anderen Tagesverlauf der thermischen Heterogenität. Am frühen Morgen war diese hoch und nahm bis zur Tagesmitte ab. Am Nachmittag nahm sie wieder zu und erreichte am Abend ihr Maximum. Die Autoren gingen davon aus, dass vor allem der Austausch mit dem Grundwasser wesentlich zur thermischen Heterogenität in den Flussauen beitrug. Insbesondere Flussarme, welche nur flussabwärts verbunden waren («Backwaters» / Hinterwasser), wiesen im Vergleich mit anderen Mesohabitaten im Tagesverlauf relativ konstante Temperaturen auf, was die Autoren auf eine starke Konnektivität mit dem Grundwasser zurückführten. Nach Arscott et al. (2001) können Hinterwasser im Sommer jedoch sowohl wärmer als auch kühler wie der Hauptarm sein, je nach Grad der Konnektivität mit der hyporheischen Zone und dem Grundwasser. Obschon dieser Einflussfaktor durch das Modell nicht berücksichtigt werden konnte, wird davon ausgegangen, dass die Exfiltration von Grundwasser im Untersuchungsperimeter eine untergeordnete Rolle spielt (vgl. Kapitel 5.1). Daher ist es plausibel, dass sich Hinterwasser in der Moesa gemäss dem Modell im Tagesverlauf relativ schnell erwärmten.

2. Fragestellung: Wie ändert sich die räumliche Heterogenität der Wassertemperatur und die Verfügbarkeit thermisch geeigneter Jungfischhabitate im Tagesverlauf?

- *Die räumliche Heterogenität und die Verfügbarkeit thermisch geeigneter Jungfischhabitate waren eng aneinandergelockt und zeigten einen deutlichen Tagesgang mit einem Maximum um die Mittagszeit. In der Nacht waren die Temperaturunterschiede hingegen gering womit fast keine geeigneten Habitate zur Thermoregulation vorhanden waren.*

5.3 Überlagerung thermisch und hydraulisch geeigneter Jungfischhabitate

Bei der Ausscheidung hydraulisch geeigneter Jungfischhabitate stützte man sich auf Habitat-eignungskurven (HSCs) für die Fliessgeschwindigkeit und die Wassertiefe aus der Literatur. Die Übertragbarkeit von HSCs ist jedoch nicht immer gegeben, da sich die Eignungswerte saisonal wie auch regional unterscheiden können (Person, 2013; Weber et al., 2015). Deshalb werden oft spezifische Präferenzkurven für das Untersuchungsgewässer erstellt (Person, 2013). Da dies jedoch mit relativ grossem Aufwand verbunden ist, verwenden viele Studien dennoch generalisierte HSCs (Hauer et al., 2014; Macura et al., 2018; Ovidio et al., 2008). Insbesondere für Jungfische hat sich gezeigt, dass die Daten zur Lebensraumeignung zwischen Flüssen oft gut übertragbar sind (Nykanen & Huusko, 2004; Person, 2013). Es wird daher davon ausgegangen, dass die hier verwendeten HSCs, welche von Hauer et al. (2014) für die Beurteilung von Schwall-Sunk beeinflussten Gewässern im Alpenraum entwickelten wurden, für die Moesa übertragbar waren. Um den Einfluss unterschiedlicher HSCs auf die Resultate dennoch besser beurteilen zu können, wäre eine Wiederholung der Berechnungen in einer Sensitivitätsanalyse (falls möglich auch mit spezifischen HSCs für die Moesa) angezeigt. Ausserdem kann die Bewertung der Habitateignung je nach Wahl der Herangehensweise sehr unterschiedlich ausfallen (Rafael Muñoz-Mas et al., 2012). Der hier verwendete Ansatz des HSI («Habitat Suitability Index») über den geometrischen Mittelwert hat den Vorteil, dass im Gegensatz zum Produkt oder arithmetischen Mittel, die allgemeine Eignung nicht überschätzt wird, wenn einer der Eignungsfaktoren sehr hoch ist (Person, 2013). Im Gegensatz dazu wird die Eignung mit dem geometrischen Mittelwert eher überschätzt, wenn einer der Eignungsfaktoren sehr klein oder sogar limitierend ist. In diesem Fall würde der Minimumfaktor wahrscheinlich realistischere Resultate liefern.

Thermisch geeignete Jungfischhabitate (SA_{TR}), welche auch hydraulisch geeignete Bedingungen aufwiesen ($SA_{TR,eff}$), waren bei allen Szenarien vorhanden. Während die hydraulische Habitateignung zwischen den betrachteten Basisabflüssen relativ konstant blieb, reduzierte sich SA_{TR} mit zunehmendem Abfluss. Folglich nahm auch die Gesamtfläche von $SA_{TR,eff}$ mit zunehmendem Abfluss ab. Neben der kleineren Gesamtfläche von SA_{TR} reduzierte sich aber auch der relative Anteil der Überlagerungsflächen. Bei höherem Abfluss waren die thermisch und hydraulisch geeigneten Habitate zunehmend an unterschiedlichen Standorten lokalisiert. Dies führt dazu, dass juvenile Bachforellen einem Trade-off zwischen thermisch und hydraulisch vorteilhaften Habitaten ausgesetzt sind.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurden nur die frühen Lebensstadien der Bachforelle (0^+) im Zeitraum von Mai bis Juli berücksichtigt, wenn die mittleren Wassertemperaturen in der Moesa noch tiefer sind als die Temperaturen für eine optimale Wachstumsrate. Salmoniden zeigen sowohl ein tageszeitliches als auch saisonales Muster in ihrem Verhalten und der Wahl ihrer Habitate, welches wiederum von den Wassertemperaturen abhängt (Heggenes & Saltveit, 1990; Heggenes & Dokk, 2001). Diese saisonalen und tageszyklischen Muster in der Habitatwahl haben wichtige Konsequenzen für die Habitatmodellierung, indem die bevorzugten Temperaturen je nach Tages- und Jahreszeit unterschiedlich sein können (Elliott & Allonby, 2013), was sich wiederum auf die raumzeitliche Überschneidung mit den hydraulisch geeigneten Habitaten auswirkt. Für Bachforellen stehen bisher noch keine spezifische Präferenzkurven für die Wassertemperatur zur Verfügung. In einem nächsten Schritt wären daher tages- und jahreszeitlich differenzierte

Präferenzkurven zu entwickeln. Wilbur et al. (2020) erstellten erstmals für Atlantische Lachse (*Salmo salar*) und Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis*) solche Präferenzkurven während Perioden mit hohen Wassertemperaturen im Sommer und untersuchten die Nutzung thermaler Refugien. Die Autoren stellten fest, dass die juvenilen Salmoniden kühlere Refugien zur Thermoregulation häufiger nutzten als ihre älteren und grösseren Artgenossen. Diese hatten spezifischere Ansprüche an ihre Habitate, wie zum Beispiel grössere Wassertiefen innerhalb oder in unmittelbarer Nähe der thermalen Refugien. Ähnliches konnten auch Petty et al. (2012) bei Bachsaiblingen beobachten. Die Autoren stellten fest, dass während Hitzeperioden neben kühleren Refugien auch die Distanz zu Unterständen ein wichtiges Habitatkriterium darstellte.

Neben den hier verwendeten Eignungsfaktoren Wassertemperatur, Fliessgeschwindigkeit und Wassertiefe, zählen auch Substratstruktur und -zusammensetzung sowie Unterstandsmöglichkeiten zu den wichtigsten abiotischen Variablen, welche die Habitatnutzung von Bachforellen in Fliessgewässern bestimmen (Eberstaller et al., 2012; Jonsson & Jonsson, 2011; Person, 2013; Weber et al., 2015). Insbesondere Unterstände werden als ein Schlüsselparameter bei der Habitatwahl von Bachforellen angesehen (Jonsson & Jonsson, 2011), welcher jedoch in den meisten Habitateignungsstudien kaum berücksichtigt wird (Weber et al., 2015). So ist das Vorkommen von 0⁺ - Bachforellen eng an Strukturen gebunden, welche ihnen sowohl Deckung vor Fressfeinden als auch Schutz vor zu starker Strömung bieten (Jonsson & Jonsson, 2011; Klemetsen et al., 2003). Die geeigneten Habitate zur Thermoregulation fanden sich hauptsächlich in den eher flachen und langsam durchflossenen Seitenarmen. Durch die Nutzung dieser Habitate sind juvenile Bachforellen jedoch möglicherweise einem erhöhten Prädationsrisiko durch terrestrische Fressfeinde ausgesetzt. In Anlehnung an McCullough et al. (2009) sind noch eine Reihe von Fragen im Zusammenhang mit der Nutzung von thermalen Refugien durch Salmoniden zu untersuchen, mitunter: Wie gross muss die Abweichung von den durchschnittlichen Bedingungen sein, dass ein signifikanter biologischer Vorteil entsteht? Unter welchen Umständen werden thermale Refugien aufgesucht? Welche Eigenschaften (Wassertiefe, Grösse, Nahrungsverfügbarkeit, Wasserchemie, etc.) müssen thermale Refugien – abgesehen von der Wassertemperatur – noch aufweisen, dass sie von Bachforellen genutzt werden? Die Beantwortung dieser Fragen wäre zentral, um die Definition von thermalen Refugien und somit die ökologische Relevanz der Habitatmodellierung zu verbessern.

3. Fragestellung: Überlagern sich thermisch geeignete Jungfischhabitate in Raum und Zeit mit hydraulisch geeigneten Jungfischhabitaten?

- *Ja, das tageszeitliche Muster folgte dem der thermisch geeigneten Habitate. Mit zunehmendem Abfluss nahmen die Überlagerungsflächen von thermisch und hydraulisch geeigneten Habitaten jedoch ab.*

5.4 Einfluss von Schwall-Sunk auf die Habitatpersistenz und -fragmentierung

Hydraulische Verhältnisse

Hydraulisch geeignete Jungfischhabitate waren sowohl bei Sunk als auch bei Schwall vorhanden. Wie bereits durch verschiedene Studien gezeigt (Person, 2013; Weber et al., 2015), scheinen morphologisch intakte, verzweigte Flussauen imstande, die negativen Effekte von Schwall-Sunk auf die Habitatverfügbarkeit abpuffern zu können. Dies ist insbesondere darauf zurückzuführen, dass sich bei der Abflusszunahme neue Seitenarme öffnen können und flache Kiesbänke überströmt werden, welche während Schwall als temporäre Refugien dienen. Allerdings fallen bei Sunk die neuen Habitate wieder trocken. Während dem Pegelrückgang besteht zudem das Risiko, dass Fische, welche der Wasserlinie nicht folgen können, stranden und infolgedessen verenden (Moreira et al., 2019). Insbesondere Seitenarme, welche beim Abflussrückgang vom Hauptarm abgetrennt werden, bergen ein hohes Strandungsrisiko, wenn diese nach der Abkoppelung austrocknen (Weber et al., 2015). Durch das hydrodynamische Modell konnte gezeigt werden, dass während Schwall-Sunk nur wenige Habitate lagestabil blieben. Dabei führte eine höhere Schwall-Amplitude zu einem kleineren Anteil an hydraulisch persistenten Habitaten. Folglich müssen Jungfische bei jeder Abflussänderung neue Standplätze aufsuchen, was mit energetischen Kosten verbunden ist (Puffer et al., 2015). Boavida et al. (2017) konnten zeigen, dass Schwall-Sunk die Bewegung von juvenilen Atlantischen Lachsen (*Salmo Salar*) beeinflusste, indem sie als Reaktion auf die Abflussänderungen unterschiedliche Habitate aufsuchten. Scruton et al. (2008) gehen davon aus, dass die häufige Habitatverlagerung das Überleben von juvenilen Salmoniden im Winter beeinflussen kann, da in dieser Jahreszeit die körpereigenen Energiereserven geringer sind. Infolge der hohen Fliessgeschwindigkeiten während dem Schwall, besteht theoretisch auch die Gefahr, dass Fische passiv flussabwärts verdriftet werden. Adulte Forellen scheinen sich diesen hohen Fliessgeschwindigkeiten in den meisten Fällen widersetzen zu können (Heggenes et al., 2007; Rocaspana et al., 2019). Juvenile Forellen sind hingegen aufgrund ihrer noch eingeschränkten Leistungsfähigkeit anfälliger gegenüber der passiven Verdriftung (Thompson et al., 2011). Dabei hat die Wassertemperatur erheblichen Einfluss auf die Schwimmleistung und somit auf die Wahrscheinlichkeit passiv verdriftet zu werden (Heggenes & Traaen, 1988). Auch die Wahrscheinlichkeit beim Abflussrückgang zu Stranden wird durch die Wassertemperatur beeinflusst (Saltveit et al., 2001). Abdrift und Strandung sind weiter auch von der Sohlenstruktur, respektive der Substratzusammensetzung abhängig (Young et al., 2011). Dieser Parameter konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit allerdings nicht berücksichtigt werden. Falls juvenile Forellen zwischen dem Substrat Schutz vor der starken Strömung finden würden, sind sie möglicherweise weniger gezwungen ihren Standplatz bei Schwall zu verschieben (Scruton et al., 2008). Allerdings birgt dieses Verhalten auch das Risiko beim Abflussrückgang zwischen den Steinen eingeschlossen zu werden und zu stranden (Saltveit et al., 2001).

Thermische Verhältnisse

Während den Schwall-Ereignissen wurde, gemessen am Quartilsdispersionskoeffizient (VC_r), eine Erhöhung der thermischen Heterogenität beobachtet. Die grösste Zunahme resultierte beim Szenario mit tiefster Temperatur der Wasserrückgabe (grösste Temperaturdifferenz zur Restwasserstrecke). Dieses Muster ist im Gegensatz zur festgestellten thermischen Heterogenität ohne Schwall-Sunk nicht auf natürliche Wärmeaustauschprozesse zurückzuführen, sondern eher eine

Folge der Durchmischung des warmen Wassers der Restwasserstrecke und des kühlen Wassers der Wasserrückgabe. Weiter muss berücksichtigt werden, dass der VC_r bei gleichem Interquartilsabstand (IQR) bei tieferem Median höhere Werte ergibt. Insgesamt führten die kühleren Temperaturen der Wasserrückgabe zu einer markanten Abkühlung innerhalb der Aue. Das Ausmass der Abkühlung war hauptsächlich durch die Temperatur der Wasserrückgabe und weniger durch die Schwall-Amplitude bestimmt. Die Temperatur der Wasserrückgabe und somit das Ausmass der Temperaturänderung im Fliessgewässer unterhalb der Wasserrückgabe, hängt weitgehend vom Schichtungsverhalten des Reservoirs (Thermokline) und der Tiefe, in der das Wasser abgeleitet wird, ab (Olden & Naiman, 2010). Gemäss Zolezzi et al. (2011) kann zwischen warmem und kaltem Thermopeaking unterschieden werden. Im Herbst und Winter führt die Wasserrückgabe in der Regel zu einer Erwärmung, im Frühling und Sommer dagegen zu einer Abkühlung. Neben der Jahreszeit kann aber auch die Tageszeit darüber entscheiden, ob sich das Fliessgewässer durch den Schwall erwärmt oder abkühlt. Da die Wassertemperaturen in der Restwasserstrecke der Moesa im Frühsommer einen markanten Tagesgang aufweisen, führte das Szenario mit einer Schwall-Temperatur von 8 °C am Morgen zu einer leichten Erwärmung, am Abend hingegen zu einer markanten Abkühlung.

Durch das Schwall-Sunk-Regime können die Wassertemperaturen und somit die thermische Heterogenität aber auch indirekt verändert werden, indem Prozesse beeinflusst werden, welche die Zufuhr, Verteilung und Speicherung von Wärme innerhalb des Flussbetts steuern (Olden & Naiman, 2010). Beispielsweise wirken sich Änderungen des Abflusses und des Wasservolumens auf die Rate der natürlichen Wärmeaustauschprozesse aus (Olden & Naiman, 2010). Durch die definierten Schwall-Sunk-Szenarien mit einem Peak am Morgen und einem Peak am Abend wurde die Stratifizierung und die thermische Heterogenität im Tagesverlauf jedoch nur geringfügig beeinflusst. Folglich hatten die Schwall-Sunk-Szenarien auch nur einen kleinen Einfluss auf den neu eingeführten Index $SA_{TR,eff}$, welcher die thermisch und gleichzeitig hydraulisch geeigneten Habitate im Tagesverlauf quantifiziert. Allerdings konnten mit SA_{TR} und $SA_{TR,eff}$ einige wesentliche Faktoren in Zusammenhang mit Schwall-Sunk und Thermopeaking nicht berücksichtigt werden. Zum einen wurde die Temperaturänderungsrate nicht berücksichtigt, welche in der nationalen Vollzugshilfe jedoch eine wichtige Kenngrösse bei der Sanierung von Schwall-Sunk verursachenden Kraftwerken darstellt (Tonolla et al., 2017). Wenn sich die Temperatur in geeigneten Habitaten zu schnell ändert, könnte die thermische Welle eine Meidungsreaktion hervorrufen, so dass Fische gezwungen werden neue Habitate aufzusuchen, um den unvorteilhaften Temperaturen auszuweichen (McCullough et al., 2009). Dadurch wäre es auch denkbar, dass hydraulische Refugien bei Schwall durch abrupte Temperaturänderungen wieder zunichte gemacht werden. Weiter muss SA_{TR} auch im Vergleich zum natürlichen Tagesgang ohne Schwall-Sunk betrachtet werden. Zum Beispiel führten die Szenarien mit einer Schwall-Amplitude von 14 m³/s zu einer Erhöhung von $SA_{TR,eff}$ während des Schwalls. Dies einerseits, weil sich einzelne neu überflutete Seitenarme und Flachwasserzonen während des Schwalls schneller erwärmten als der Hauptarm. Andererseits wurden nach dem ersten Schwall abgekoppelte Seitenarme durch den zweiten Schwall wieder angebunden, so dass sich warmes und kühles Wasser durchmischte. Da sich die Wassertemperaturen in der Aue durch den Schwall aber im Mittel deutlich abkühlten, ist die Erhöhung von $SA_{TR,eff}$ während des Schwalls nicht als positiver Effekt des Schwalls zu bewerten, sondern als Refugien mit höheren Temperaturen, welche ohne Schwall-Sunk in der gesamten Aue verbreitet wären. Um diesem Umstand Rechnung zu tragen, müsste $SA_{TR,eff}$ für die

Bewertung von Schwall-Sunk nicht nur die relative Abweichung vom Median, sondern auch die absoluten Temperaturen und die Dauer mit vorteilhaften Temperaturen berücksichtigen.

Mit dem neu eingeführten Index CTH («critical thermal habitat») wurden thermisch kritische Bereiche nach dem Schwall-Rückgang in der Wasserwechselzone bewertet. Nach dem ersten Schwall-Peak konnte eine deutliche Erwärmung in den noch benetzten Flächen in der Wasserwechselzone festgestellt werden. Einige Zellen erwärmten sich relativ schnell, so dass darin gefangene Forellen einem erhöhten thermischen Stress ausgesetzt wären. Bei diesem Index muss allerdings berücksichtigt werden, dass das thermodynamische Modell die Austrocknung infolge der Versickerung in das Interstitial nicht berücksichtigt (vgl. Kapitel 5.1). Die Modellausgabe ist daher hinsichtlich der CTH im Feld zu validieren, bevor das Ausmass dieses Phänomens anhand des Modells weiter analysiert wird.

4. Fragestellung: Welchen Einfluss hat der Schwall-Sunk-Betrieb auf die Persistenz und Fragmentierung thermisch und hydraulisch geeigneter Jungfischhabitate?

- *Durch die definierten Schwall-Sunk-Szenarien kam es in der Aue zu einer starken Verlagerung der hydraulisch geeigneten Habitate. Der Tagesgang des neu eingeführten Index zur Quantifizierung der thermisch geeigneten Habitate ($SA_{TR,eff}$) wurde hingegen wenig beeinflusst, da die Schwall-Peaks ausserhalb der Phase mit hoher thermischer Heterogenität erfolgten. Allerdings bildeten sich nach dem Abflussrückgang des ersten Schwall-Peaks am Morgen fragmentierte Wasserflächen in der Wasserwechselzone, in welchen ein erhöhtes Strandungsrisiko sowie thermaler Stress wahrscheinlich sind.*

6 Schlussfolgerung und Empfehlungen

Die Resultate der vorliegenden Arbeit zeigen, dass die Seitenarmsysteme in natürlichen Flussauen eine grosse Bedeutung als Jungfischhabitate aufweisen. Durch den Einbezug der Wassertemperatur in die Habitatmodellierungen wurde ersichtlich, dass die Seitenarme oftmals nicht nur hydraulisch günstige Bedingungen aufweisen, sondern auch thermisch vorteilhaft für Jungfische sein können. Alle hier vorgestellten Befunde beziehen sich auf einen repräsentativen Tagesgang im Frühsommer bei sonnigem und windstillem Wetter. Um die Resultate in einen Kontext zu anderen Witterungsbedingungen und Jahreszeiten zu stellen, wäre in einem nächsten Schritt die Simulation weiterer Szenarien notwendig. Zum Beispiel wäre eine detaillierte Betrachtung der Sommermonate, wenn die Wassertemperaturen deutlich wärmer sind als die Vorzugstemperaturen der Bachforelle oder sogar deren oberen Toleranzbereich überschreiten, in Anbetracht des Klimawandels von grossem Interesse (Muñoz-Mas et al., 2016). Zudem wäre auch die Analyse der Temperaturverhältnisse im Winter wichtig, da beispielsweise die Eier der Bachforellen während ihrer Entwicklung auf stabile Temperaturverhältnisse angewiesen sind und sensibel gegenüber Störungen reagieren (Elliott, 1981). Um die Genauigkeit und Zuverlässigkeit der Modellausgabe zu testen, ist schliesslich eine unabhängige Validierung im Feld angezeigt.

Obschon durch die vorliegende Arbeit nicht untersucht werden konnte, in welchem Umfang juvenile Bachforellen die thermische Heterogenität in Fliessgewässern ausnutzen, wird dennoch in Anlehnung an McCullough et al. (2009) angenommen, dass eine hohe thermische Heterogenität in verzweigten Flussauen verbunden mit einer grossen Vielfalt an thermischen Habitaten sich positiv auf die Vitalität einer Forellenpopulation auswirken kann. Diese thermische Habitatvielfalt könnte dabei nicht nur Refugien während harschen Umweltbedingungen (z.B. hohe Temperaturen im Sommer) hervorbringen, sondern auch andere Funktionen wie die Nahrungssuche oder die Verdauung begünstigen. Um den Einfluss von Schwall-Sunk auf die thermische Heterogenität und die Habitatvielfalt zu begrenzen, könnte ein saisonal und tageszeitlich abgestuftes Betriebsregime angezeigt sein, so dass möglichst ausserhalb der Phasen mit einer hohen thermischen Heterogenität turbinert wird. Allerdings könnten durch ein solches Regime ökonomische Zielkonflikte entstehen (Marktpreise). Daher sind weitere Untersuchungen notwendig, um das Kosten-Nutzen-Verhältnis solcher Massnahmen möglichst zu optimieren.

Das von Vanzo et al. (in Vorbereitung) entwickelte Modul der Simulationssoftware BASEMENT zur thermodynamischen Modellierung von Fliessgewässern birgt ein grosses Potenzial, um bei Habitatmodellierungen zukünftig auch die Wassertemperatur miteinbeziehen zu können. Insbesondere im Zusammenhang mit der Schwall-Sunk-Sanierung, aber auch bei der Planung von Revitalisierungen oder um die Auswirkungen des Klimawandels zu untersuchen, könnte das neue Tool hilfreich sein. Durch das thermodynamische Modell lassen sich die Wassertemperaturen mit hoher raumzeitlicher Auflösung für verschieden Szenarien berechnen. Allerdings wird die Anwendung noch limitiert, indem beispielsweise die Verdunstung und Infiltration bei kleinen Wassertiefen oder der Austausch mit dem Grundwasser nicht berücksichtigt werden. Weiter bestehen auch noch Wissenslücken bezüglich den Temperaturpräferenzen heimischer Fischarten, welche artspezifisch sind und regional, saisonal sowie auch im Tagesverlauf variieren können (Elliott & Allonby, 2013). Zudem sollte zukünftig auch ein grösseres Augenmerk auf die Interaktion zwischen den einzelnen Habitatfaktoren gelegt werden.

7 Literatur

- ANU GR (2014). Strategische Planung Sanierung Schwall und Sunk: Defizitanalyse, Massnahmenplanung Kanton Graubünden. Koordinationsgebiet: Misox. Chur: Amt für Natur und Umwelt GR.
- ANU GR (2020). Hydrologische Karten Graubünden. Amt für Natur und Umwelt GR. Abgerufen am 13. Juli 2020 von http://map.geo.gr.ch/gr_webmaps/wsgi/theme/Geologie
- Armstrong, J. B., Schindler, D. E., Omori, K. L., Ruff, C. P., & Quinn, T. P. (2010). Thermal heterogeneity mediates the effects of pulsed subsidies across a landscape. *Ecology*, 91(5), 1445–1454. <https://doi.org/10.1890/09-0790.1>
- Armstrong, J. B., Schindler, D. E., Ruff, C. P., Brooks, G. T., Bentley, K. E., & Torgersen, C. E. (2013). Diel horizontal migration in streams: Juvenile fish exploit spatial heterogeneity in thermal and trophic resources. *Ecology*, 94(9), 2066–2075. <https://doi.org/10.1890/12-1200.1>
- Arscott, D. B., Tockner, K., & Ward, J. V. (2001). Thermal heterogeneity along a braided floodplain river (Tagliamento River, northeastern Italy). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(12), 2359–2373. <https://doi.org/10.1139/cjfas-58-12-2359>
- BAFU (2020). Moesa - Lumino, Sasso. Bundesamt für Umwelt BAFU - Hydrologische Daten und Vorhersagen. Abgerufen am 19. Februar 2020 von <https://www.hydrodaten.admin.ch>
- Baird, O. E., & Krueger, C. C. (2003). Behavioral Thermoregulation of Brook and Rainbow Trout: Comparison of Summer Habitat Use in an Adirondack River, New York. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(6), 1194–1206. <https://doi.org/10.1577/T02-127>
- Baldock, J. R., Armstrong, J. B., Schindler, D. E., & Carter, J. L. (2016). Juvenile coho salmon track a seasonally shifting thermal mosaic across a river floodplain. *Freshwater Biology*, 61(9), 1454–1465. <https://doi.org/10.1111/fwb.12784>
- Baumann, P., Kirchhofer, A., & Schälchli, U. (2012). Sanierung Schwall/Sunk – Strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer (Umwelt- Vollzug Nr. 1203). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Baumann, P., & Klaus, I. (2003). Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Ergebnisse einer Literaturstudie (Mitteilung zur Fischerei Mitteilung zur Fischerei Nr. 75). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Beitinger, T. L., Bennett, W. A., & McCauley, R. W. (2000). Temperature Tolerances of North American Freshwater Fishes Exposed to Dynamic Changes in Temperature. *Environmental Biology of Fishes*, 58(3), 237–275. <https://doi.org/10.1023/A:1007676325825>
- Boavida, I., Harby, A., Clarke, K. D., & Heggenes, J. (2017). Move or stay: habitat use and movements by Atlantic salmon parr (*Salmo salar*) during induced rapid flow variations. *Hydrobiologia*, 785(1), 261–275. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-2931-3>

- Breau, C., Cunjak, R. A., & Bremset, G. (2007). Age-specific aggregation of wild juvenile Atlantic salmon *Salmo salar* at cool water sources during high temperature events. *Journal of Fish Biology*, 71(4), 1179–1191. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01591.x>
- Brewitt, K. S., Danner, E. M., & Moore, J. W. (2017). Hot eats and cool creeks: Juvenile Pacific salmonids use mainstem prey while in thermal refuges. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 74(10), 1588–1602. <https://doi.org/10.1139/cjfas-2016-0395>
- Bruder, A., Schweizer, S., Vollenweider, S., Tonolla, D., & Meile, T. (2012). Schwall und Sunk: Auswirkungen auf die Gewässerökologie und mögliche Sanierungsmassnahmen. *Wasser Energie Luft*, 104(4), 257–264.
- Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz, GSchG) vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2017), SR 814.20. <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/19910022/index.html>
- Burkhardt-Holm, P., Schmidt, H., & Meier, W. (1998). Heat shock protein (hsp70) in brown trout epidermis after sudden temperature rise. *Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology*, 120(1), 35–41. [https://doi.org/10.1016/S1095-6433\(98\)10007-7](https://doi.org/10.1016/S1095-6433(98)10007-7)
- Caissie, D. (2006). The thermal regime of rivers: a review. *Freshwater Biology*, 51(8), 1389–1406. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>
- Carbonneau, P., & Piégay, H. (2012). *Fluvial Remote Sensing for Science and Management* (1. Auflage). John Wiley & Sons, Ltd.
- Carolli, M., Bruno, M. C., Siviglia, A., & Maiolini, B. (2012). Responses of Benthic Invertebrates to Abrupt Changes of Temperature in Flume Simulations. *River Research and Applications*, 28(6), 678–691. <https://doi.org/10.1002/rra.1520>
- Cherry, D. S., Dickson, K. L., Cairns Jr., J., & Stauffer, J. R. (1977). Preferred, Avoided, and Lethal Temperatures of Fish During Rising Temperature Conditions. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 34(2), 239–246. <https://doi.org/10.1139/f77-035>
- Clarkson, R. W., & Childs, M. R. (2000). Temperature effects of hypolimnial-release dams on early life stages of Colorado River Basin big-river fishes. *Copeia*, 2, 402–412.
- CSCF (2020). info fauna. Schweizerisches Zentrum für die Kartografie der Fauna (SZKF / CSCF). Abgerufen am 11. Mai 2020 von http://www.cscf.ch/cscf/Daten_beziehen-1
- Czernuszenko, W. (2009). Thermodynamics of Rivers. In J. C. I. Dooge (Hrsg.), *Fresh Surface Water. Encyclopedia of Life Support Systems* (Vol. 2, S. 58–83). Eolss Publishers & UNESCO.
- Dugdale, S. J. (2016). A practitioner's guide to thermal infrared remote sensing of rivers and streams: recent advances, precautions and considerations. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 3(2), 251–268. <https://doi.org/10.1002/wat2.1135>

- Eberstaller, J., Frangez, C., Schneider, M., Kopecki, I., Baumann, P., & Wächter, K. (2012). Alpenrhein D6. Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Arbeitspaket 5 - Habitatmodellierung zur quantitativen Bewertung der Grösse des Schwalleinflusses am Alpenrhein (Bericht im Auftrag IRKA). Wien, Zürich, Stuttgart: ezb - TB Eberstaller GmbH, Limnex AG, sje - Schneider & Jorde Ecological Engineering GmbH.
- Elliott, J. M. (1981). Some Aspects of Thermal Stress on Freshwater Teleosts. In A. D. Pickering (Hrsg.), *Stress in Fish* (S. 209–249). Academic Press.
- Elliott, J. M., & Elliott, J. A. (2010). Temperature requirements of Atlantic salmon *Salmo salar*, brown trout *Salmo trutta* and Arctic charr *Salvelinus alpinus*: predicting the effects of climate change. *Journal of Fish Biology*, 77(8), 1793–1817. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2010.02762.x>
- Elliott, J. Malcolm, & Allonby, J. D. (2013). An experimental study of ontogenetic and seasonal changes in the temperature preferences of unfed and fed brown trout, *Salmo trutta*. *Freshwater Biology*, 58(9), 1840–1848. <https://doi.org/10.1111/fwb.12173>
- Energiegesetz (EnG) vom 30. September 2016 (Stand am 1. Januar 2018), SR 730.0. <https://www.admin.ch/opc/de/classified-compilation/20121295/index.html>
- Feng, M., Zolezzi, G., & Pusch, M. (2018). Effects of thermopeaking on the thermal response of alpine river systems to heatwaves. *Science of The Total Environment*, 612, 1266–1275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.042>
- Frutiger, A. (2004). Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 1: Thermal effects. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 159(1), 43–56. <https://doi.org/10.1127/0003-9136/2004/0159-0043>
- Fry, F. E. J. (1947). Effects of the environment on animal activity. In *University of Toronto Studies: Vol. Biological Series*, Nr. 55 (S. 1–62). The University of Toronto Press.
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., & Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: Changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3), 312–327. <https://doi.org/10.1002/rra.1358>
- Gonia, T. M., Keefer, M. L., Bjornn, T. C., Peery, C. A., Bennett, D. H., & Stuehrenberg, L. C. (2006). Behavioral Thermoregulation and Slowed Migration by Adult Fall Chinook Salmon in Response to High Columbia River Water Temperatures. *Transactions of the American Fisheries Society*, 135(2), 408–419. <https://doi.org/10.1577/T04-113.1>
- Grand, T. C., Railsback, S. F., Hayse, J. W., & LaGory, K. E. (2006). A physical habitat model for predicting the effects of flow fluctuations in nursery habitats of the endangered Colorado pikeminnow (*Ptychocheilus lucius*). *River Research and Applications*, 22(10), 1125–1142. <https://doi.org/10.1002/rra.967>

- Greimel, F., Zeiringer, B., Höller, N., Grün, B., Godina, R., & Schmutz, S. (2016). A method to detect and characterize sub-daily flow fluctuations. *Hydrological Processes*, 30(13), 2063–2078. <https://doi.org/10.1002/hyp.10773>
- Hauer, C., Unfer, G., Holzapfel, P., Haimann, M., & Habersack, H. (2014). Impact of channel bar form and grain size variability on estimated stranding risk of juvenile brown trout during hydropeaking. *Earth Surface Processes and Landforms*, 39(12), 1622–1641. <https://doi.org/10.1002/esp.3552>
- Heggenes, J., Omholt, P. K., Kristiansen, J. R., Sageie, J., Økland, F., Dokk, J. G., & Beere, M. C. (2007). Movements by wild brown trout in a boreal river: response to habitat and flow contrasts. *Fisheries Management and Ecology*, 14(5), 333–342. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2007.00559.x>
- Heggenes, J., & Saltveit, S. J. (1990). Seasonal and spatial microhabitat selection and segregation in young Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and brown trout, *Salmo trutta* L., in a Norwegian river. *Journal of Fish Biology*, 36(5), 707–720. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1990.tb04325.x>
- Heggenes, J., & Traaen, T. (1988). Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *Journal of Fish Biology*, 32(5), 717–727. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1988.tb05412.x>
- Heggenes, Jan, & Dokk, J. G. (2001). Contrasting temperatures, waterflows, and light: seasonal habitat selection by young Atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(6), 623–635. <https://doi.org/10.1002/rrr.620>
- Huet, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11(3), 332–351. <https://doi.org/10.1007/BF02503356>
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2011). *Ecology of Atlantic Salmon and Brown Trout - Habitat as a template for life histories* (1. Auflage). Springer.
- Klemetsen, A., Amundsen, P. A., Dempson, J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F., & Mortensen, E. (2003). Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. *Ecology of Freshwater Fish*, 12(1), 1–59. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0633.2003.00010.x>
- Küttel, S., Peter, A., & Wüest, A. (2002). *Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer (Rhône-Thur Projekt, Publikation Nr. 1, 34 S.)*. EAWAG.
- Louhi, P., Mäki-Petäys, A., & Erkinaro, J. (2008). Spawning habitat of Atlantic salmon and brown trout: general criteria and intragravel factors. *River Research and Applications*, 24(3), 330–339. <https://doi.org/10.1002/rra.1072>

- Macura, V., Štefunková, Z. Š., Majorošová, M., Halaj, P., & Škrinár, A. (2018). Influence of discharge on fish habitat suitability curves in mountain watercourses in IFIM methodology. *Journal of Hydrology and Hydromechanics*, 66(1), 12–22. <https://doi.org/10.1515/johh-2017-0044>
- Magnuson, J. J., Crowder, L. B., & Medvik, P. A. (1979). Temperature as an Ecological Resource. *American Zoologist*, 19, 331–343. <https://doi.org/10.1093/icb/19.1.331>
- Malard, F., Mangin, A., Uehlinger, U., & Ward, J. V. (2001). Thermal heterogeneity in the hyporheic zone of a glacial floodplain. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(7), 1319–1335. <https://doi.org/10.1139/f01-079>
- McCullough, D. A., Bartholow, J. M., Jager, H. I., Beschta, R. L., Cheslak, E. F., Deas, M. L., Ebersole, J. L., Foott, J. S., Johnson, S. L., Marine, K. R., Mesa, M. G., Petersen, J. H., Souchon, Y., Tiffan, K. F., & Wurtsbaugh, W. A. (2009). Research in Thermal Biology: Burning Questions for Coldwater Stream Fishes. *Reviews in Fisheries Science*, 17(1), 90–115. <https://doi.org/10.1080/10641260802590152>
- Meier, W., Frey, M., Moosmann, L., Steinlin, S., & Wüest, A. (2004). Wassertemperaturen und Wärmehaushalt der Rhone und ihrer Seitenbäche. Schlussbericht zu Subprojekt I-2 des Rhone-Thur Projektes. Kastanienbaum: EAWAG.
- Meile, T., Boillat, J.-L., & Schleiss, A. J. (2011). Hydropeaking indicators for characterization of the Upper-Rhone River in Switzerland. *Aquatic Sciences*, 73(1), 171–182. <https://doi.org/10.1007/s00027-010-0154-7>
- Moore, K. M. S., & Gregory, S. V. (1988). Response of Young-of-the-Year Cutthroat Trout to Manipulation of Habitat Structure in a Small Stream. *Transactions of the American Fisheries Society*, 117(2), 162–170. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(1988\)117<0162:ROYOTY>2.3.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(1988)117<0162:ROYOTY>2.3.CO;2)
- Moreira, M., Hayes, D. S., Boavida, I., Schletterer, M., Schmutz, S., & Pinheiro, A. (2019). Ecologically-based criteria for hydropeaking mitigation: A review. *Science of The Total Environment*, 657, 1508–1522. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.107>
- Mosley, M. P. (1983). Variability of water temperatures in the braided Ashley and Rakaia rivers. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 17(3), 331–342. <https://doi.org/10.1080/00288330.1983.9516007>
- Muñoz-Mas, R., Lopez-Nicolas, A., Martínez-Capel, F., & Pulido-Velazquez, M. (2016). Shifts in the suitable habitat available for brown trout (*Salmo trutta* L.) under short-term climate change scenarios. *Science of The Total Environment*, 544, 686–700. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.147>
- Muñoz-Mas, R., Martínez-Capel, F., Schneider, M., & Mouton, A. M. (2012). Assessment of brown trout habitat suitability in the Jucar River Basin (SPAIN): Comparison of data-driven approaches with fuzzy-logic models and univariate suitability curves. *Science of The Total Environment*, 440, 123–131. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.074>

- Nolan, D. T., Hadderingh, R. H., Spanings, F. A., Jenner, H. A., & Wendelaar Bonga, S. E. (2000). Acute temperature elevation in tap and Rhine water affects skin and gill epithelia, hydromineral balance, and gill Na⁺/K⁺-ATPase activity of brown trout (*Salmo trutta*) smolts. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57(4), 708–718. <https://doi.org/10.1139/f99-252>
- Nykanen, M., & Huusko, A. (2004). Transferability of habitat preference criteria for larval European grayling (*Thymallus thymallus*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(2), 185–192. <https://doi.org/10.1139/F03-156>
- Olden, J. D., & Naiman, R. J. (2010). Incorporating thermal regimes into environmental flows assessments: modifying dam operations to restore freshwater ecosystem integrity. *Freshwater Biology*, 55(1), 86–107. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02179.x>
- Oliver, G. G., & Fidler, L. E. (2001). Towards a Water Quality Guideline for Temperature in the Province of British Columbia. Victoria: Ministry of Environment, Lands and Parks, British Columbia.
- Ovidio, M., Capra, H., & Philippart, J.-C. (2008). Regulated discharge produces substantial demographic changes on four typical fish species of a small salmonid stream. *Hydrobiologia*, 609(1), 59–70. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9399-8>
- Pasternack, G. B. (2011). 2D Modeling and Ecohydraulic Analysis. Seattle: CreateSpace Independent Publishing Platform.
- Paszti, P. (2019). Study of Fish mesohabitat dynamics in the Moesa river. Master's thesis dedicated to numerical and habitat modelling. Zürich: ETHZ / Laboratory of Hydraulics, Hydrology and Glaciology VAW.
- Person, É. (2013). Impact of hydropеaking on fish and their habitat. Lausanne: EPFL – École polytechnique fédérale de Lausanne.
- Petty, J. T., Hansbarger, J. L., Huntsman, B. M., & Mazik, P. M. (2012). Brook Trout Movement in Response to Temperature, Flow, and Thermal Refugia within a Complex Appalachian Riverscape. *Transactions of the American Fisheries Society*, 141(4), 1060–1073. <https://doi.org/10.1080/00028487.2012.681102>
- Piccolroaz, S., Calamita, E., Majone, B., Gallice, A., Siviglia, A., & Toffolon, M. (2016). Prediction of river water temperature: a comparison between a new family of hybrid models and statistical approaches. *Hydrological Processes*, 30(21), 3901–3917. <https://doi.org/10.1002/hyp.10913>
- Pix4D (2020). Pix4Dmapper: professional drone mapping and photogrammetry software. Pix4D. <https://www.pix4d.com/product/pix4dmapper-photogrammetry-software>
- Poole, G. C., & Berman, C. H. (2001). An Ecological Perspective on In-Stream Temperature: Natural Heat Dynamics and Mechanisms of Human-Caused Thermal Degradation. *Environmental Management*, 27(6), 787–802. <https://doi.org/10.1007/s002670010188>

- Puffer, M., Berg, O. K., Huusko, A., Vehanen, T., Forseth, T., & Einum, S. (2015). Seasonal Effects of Hydropeaking on Growth, Energetics and Movement of Juvenile Atlantic Salmon (*Salmo Salar*). *River Research and Applications*, 31(9), 1101–1108. <https://doi.org/10.1002/rra.2801>
- QGIS Entwicklungsteam (2020). QGIS Geographisches Informationssystem. Open Source Geospatial Foundation Projekt. <https://qgis.org>
- Quinn, J. W., & Kwak, T. J. (2003). Fish Assemblage Changes in an Ozark River after Impoundment: A Long-Term Perspective. *Transactions of the American Fisheries Society*, 132(1), 110–119. [https://doi.org/10.1577/1548-8659\(2003\)132<0110:FACIAO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1577/1548-8659(2003)132<0110:FACIAO>2.0.CO;2)
- R Core Team (2019). R: The R Project for Statistical Computing. Vienna, Austria. <https://www.r-project.org/>
- Reynolds, W. W., & Casterlin, M. E. (1979). Thermoregulatory behavior of brown trout, *Salmo trutta*. *Hydrobiologia*, 62(1), 79–80. <https://doi.org/10.1007/BF00012567>
- Rocaspana, R., Aparicio, E., Palau-Ibars, A., Guillem, R., & Alcaraz, C. (2019). Hydropeaking effects on movement patterns of brown trout (*Salmo trutta* L.). *River Research and Applications*, 35(6), 646–655. <https://doi.org/10.1002/rra.3432>
- Saltveit, S. J., Halleraker, J. H., Arnekleiv, J. V., & Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4–5), 609–622. <https://doi.org/10.1002/rrr.652>
- Saltveit, S. J. (1990). Effect of decreased temperature on growth and smoltification of juvenile atlantic salmon (*Salmo salar*) and brown trout (*Salmo trutta*) in a norwegian regulated river. *Regulated Rivers: Research & Management*, 5(4), 295–303. <https://doi.org/10.1002/rrr.3450050402>
- Schaffner, M., Pfändler, M., Göggel, W., Helg, U., & Aschwanden, H. (2013). Fließgewässertypisierung der Schweiz. Eine Grundlage für Gewässerbeurteilung und -entwicklung (Umwelt-Wissen Nr. 1329). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Schmidt, H., Posthaus, H., Busato, A., Wahli, T., Meier, W., & Burkhardt-Holm, P. (1998). Transient increase in chloride cell number and heat shock protein expression (hsp70) in brown trout (*Salmo trutta fario*) exposed to sudden temperature elevation. *Biological Chemistry*, 379(10), 1227–1233.
- Schmutz, S., Fohler, N., Friedrich, T., Fuhrmann, M., Graf, W., Greimel, F., Höller, N., Jungwirth, M., Leitner, P., Moog, O., Melcher, A., Müllner, K., Ochsenhofer, G., Salcher, G., Steidl, C., Unfer, G., & Zeiringer, B. (2013). Schwallproblematik an Österreichs Fließgewässern – Ökologische Folgen und Sanierungsmöglichkeiten (Im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft). Wien: Universität für Bodenkultur BOKU.

- Scruton, D. A., Pennell, C., Ollerhead, L. M. N., Alfredsen, K., Stickler, M., Harby, A., Robertson, M., Clarke, K. D., & LeDrew, L. J. (2008). A synopsis of 'hydropeaking' studies on the response of juvenile Atlantic salmon to experimental flow alteration. *Hydrobiologia*, 609(1), 263. <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9409-x>
- Siviglia, A., & Toro, E. F. (2009). WAF Method and Splitting Procedure for Simulating Hydro- and Thermal-Peaking Waves in Open-Channel Flows. *Journal of Hydraulic Engineering*, 135(8), 651–662. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HY.1943-7900.0000054](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HY.1943-7900.0000054)
- Thompson, L. C., Cocherell, S. A., Chun, S. N., Cech, J. J., & Klimley, A. P. (2011). Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse. *Environmental Biology of Fishes*, 90(3), 253–261. <https://doi.org/10.1007/s10641-010-9738-2>
- Tockner, K., Malard, F., & Ward, J. V. (2000). An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes*, 14(16–17), 2861–2883. [https://doi.org/10.1002/1099-1085\(200011/12\)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/1099-1085(200011/12)14:16/17<2861::AID-HYP124>3.0.CO;2-F)
- Toffolon, M., Siviglia, A., & Zolezzi, G. (2010). Thermal wave dynamics in rivers affected by hydropeaking. *Water Resources Research*, 46(8). <https://doi.org/10.1029/2009WR008234>
- Tonolla, D., Acuña, V., Uehlinger, U., Frank, T., & Tockner, K. (2010). Thermal Heterogeneity in River Floodplains. *Ecosystems*, 13(5), 727–740. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9350-5>
- Tonolla, D., Chaix, O., Meile, T., Zurwerra, A., Büsser, P., Opplinger, S., & Essyad, K. (2017). Schwall-Sunk - Massnahmen. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer (Umwelt-Vollzug Nr. 1701). Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Torgersen, C. E., Ebersole, J. L., & Keenan, D. M. (2012). Primer for Identifying Cold-Water Refuges to Protect and Restore Thermal Diversity in Riverine Landscapes (EPA 910-C-12-001). Seattle: U.S. Environmental Protection Agency.
- Trimble (2020). Trimble Geospatial. GNSS Systems. <https://geospatial.trimble.com/products-and-solutions/gnss-systems>
- Uehlinger, U., Malard, F., & Ward, J. V. (2003). Thermal patterns in the surface waters of a glacial river corridor (Val Roseg, Switzerland). *Freshwater Biology*, 48(2), 284–300. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01000.x>
- Vanzo, D., Vetsch, D., & Schmid, M. (in Vorbereitung). A 2D-shallow water model for river hydro- and thermodynamic simulations in transient flows. *Environmental Modelling and Software*.
- Vetsch, D., Bürgler, M., Gerke, E., Kammerer, S., Vanzo, D., & Boes, R. (2020). BASEMENT – Softwareumgebung zur numerischen Modellierung der Hydro- und Morphodynamik in Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 1–10. <https://doi.org/10.1007/s00506-020-00677-6>

- Vetsch, D., Siviglia, A., Caponi, F., Ehrbar, D., Gerke, E., Kammerer, S., Koch, A., Peter, S., Vanzo, D., Vonwiller, L., Facchini, M., Gerber, M., Volz, C., Farshi, D., Mueller, R., Rousselot, P., Veprek, R., & Baeyens, R. (2019). System Manuals of BASEMENT, Version 3pre. Laboratory of Hydraulics, Glaciology and Hydrology (VAW). ETH Zürich.
- Ward, J. V., Malard, F., Tockner, K., & Uehlinger, U. (1999). Influence of ground water on surface water conditions in a glacial flood plain of the Swiss Alps. *Hydrological Processes*, 13(3), 277–293. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990228\)13:3<277::AID-HYP738>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990228)13:3<277::AID-HYP738>3.0.CO;2-N)
- Ward, J. V., Tockner, K., Uehlinger, U., & Malard, F. (2001). Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4–5), 311–323. <https://doi.org/10.1002/rrr.646>
- Wawrzyniak, V., Piégay, H., Allemand, P., Vaudor, L., Goma, R., & Grandjean, P. (2016). Effects of geomorphology and groundwater level on the spatio-temporal variability of riverine cold water patches assessed using thermal infrared (TIR) remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 175, 337–348. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.12.050>
- Wawrzyniak, V., Piégay, H., Allemand, P., Vaudor, L., & Grandjean, P. (2013). Prediction of water temperature heterogeneity of braided rivers using very high resolution thermal infrared (TIR) images. *International Journal of Remote Sensing*, 34(13), 4812–4831. <https://doi.org/10.1080/01431161.2013.782113>
- Webb, B. W., Hannah, D. M., Moore, R. D., Brown, L. E., & Nobilis, F. (2008). Recent advances in stream and river temperature research. *Hydrological Processes*, 22(7), 902–918. <https://doi.org/10.1002/hyp.6994>
- Webb, B. W., & Zhang, Y. (1997). Spatial and Seasonal Variability in the Components of the River Heat Budget. *Hydrological Processes*, 11(1), 79–101. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199701\)11:1<79::AID-HYP404>3.0.CO;2-N](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199701)11:1<79::AID-HYP404>3.0.CO;2-N)
- Webb, B. W., & Zhang, Y. (1999). Water temperatures and heat budgets in Dorset chalk water courses. *Hydrological Processes*, 13(3), 309–321. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990228\)13:3<309::AID-HYP740>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990228)13:3<309::AID-HYP740>3.0.CO;2-7)
- Weber, C., Schneider, M., Junker, J., Kopecki, I., & Alexander, T. (2015). Modelling fish habitat dynamics in hydropeaking rivers considering different morphology and habitat requirements. Current state, needs for improvement, and guidelines for application Bern: Bundesamt für Energie BFE.
- Wilbur, N. M., O'Sullivan, A. M., MacQuarrie, K. T. B., Linnansaari, T., & Curry, R. A. (2020). Characterizing physical habitat preferences and thermal refuge occupancy of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) at high river temperatures. *River Research and Applications*, 1–15. <https://doi.org/10.1002/rra.3570>
- Young, P. S., Cech, J. J., & Thompson, L. C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 21(4), 713–731. <https://doi.org/10.1007/s11160-011-9211-0>

Zolezzi, G., Siviglia, A., Toffolon, M., & Maiolini, B. (2011). Thermopeaking in Alpine streams: event characterization and time scales. *Ecohydrology*, 4(4), 564–576. <https://doi.org/10.1002/eco.132>

R-Packages

Annau, M. (2017). h5: Interface to the 'HDF5' Library. R package version 0.9.9. <https://CRAN.R-project.org/package=h5>

Bivand, R., Keitt, T. & Rowlingson B. (2019). rgdal: Bindings for the 'Geospatial' Data Abstraction Library. R package version 1.4-4. <https://CRAN.R-project.org/package=rgdal>

Grolemund, G. & Wickham H. (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of Statistical Software* 40(3), 1–25. <http://www.jstatsoft.org/v40/i03/>.

Neuwirth E. (2014). RColorBrewer: ColorBrewer Palettes. R package version 1.1-2. <https://CRAN.R-project.org/package=RColorBrewer>.

Pebesma, E. (2018). Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. *The R Journal* 10 (1), 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>

Wickham, H. (2017). tidyverse: Easily Install and Load the 'Tidyverse'. R package version 1.2.1. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyverse>

Wickham, H. (2018). scales: Scale Functions for Visualization. R package version 1.0.0. <https://CRAN.R-project.org/package=scales>

Wickham, H., Henry, L., Pedersen, T. L., Luciani, T. J., Decorde, M. & Lise, V. (2020). svglite: An 'SVG' Graphics Device. R package version 1.2.3. <https://CRAN.R-project.org/package=svglite>

Anhang

Anhang 1:	Sensitivitätsanalyse des thermodynamischen Modells	II
Anhang 2:	Abfluss, Temperatur & Globalstrahlung im Frühsommer 2019	VII
Anhang 3:	Räumliche Verteilung der Wassertiefen und Fliessgeschwindigkeiten	VIII
Anhang 4:	Hydraulische Habitateignungskarten Schwall-Sunk	XII
Anhang 5:	Geeignete Habitate zur Thermoregulation	XIII
Anhang 6:	Räumliche Verteilung der Wassertemperatur während Schwall	XIV
Anhang 7:	Erklärung betreffend das selbstständige Verfassen der Masterarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management	XV

Anhang 1: Sensitivitätsanalyse des thermodynamischen Modells

Tabelle A 1: Übersicht über die Szenarien für die Sensitivitätsanalyse (DIF = Diffusion; SF = Shading Factor; FHF = Friction Heating Factor; W = Wind) und deren Parametrisierung (Q = Abfluss; wT = Wassertemperatur; Ø = Periodenmittelwert der harmonischen Schwingung; y0 = Amplitude der harmonischen Schwingung; phi0 = Nullphasenwinkel der harmonischen Schwingung; max = Periodenmaxima der Exponentialfunktion; a = Krümmungsparameter der Glockenkurve; shift = Zeitpunkt des Periodenmaxima der Exponentialfunktion. Die Werte wurden ausgehend vom Szenario «T2_QR4_HP0» (fett) stufenweise angepasst (grau schraffiert). Die Herleitung des Szenarios «T2_QR4_HP0» ist im Kapitel 3.4 beschrieben.

Szenario	KW Soazza		Restwasser Moesa				Witterungsverhältnisse							Modellparameter		
	Q m ³ /s	wT °C	Q m ³ /s	Wassertemperatur			Lufttemperatur			Globalstrahlung			Wind	Shading F. [-]	Friction HF. [-]	Diffusion [-/+]
				Ø °C	y0 °C	phi0 h	Ø °C	y0 °C	phi0 h	max W/m ²	a -	shift h	m/s			
T2_QR4_HP0	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0.2	0.1	-
DIF1	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0.2	0.1	+
SF0	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0	0.1	-
SF03	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0.3	0.1	-
SF05	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0.5	0.1	-
SF1	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	1	0.1	-
FHF0	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0.2	0	-
FHF05	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	2	0.2	0.5	-
W0	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	0	0.2	0.1	-
W4	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	4	0.2	0.1	-
W10	-	-	4	9.5	2	22.5	20	6	21.5	800	50	11.5	10	0.2	0.1	-

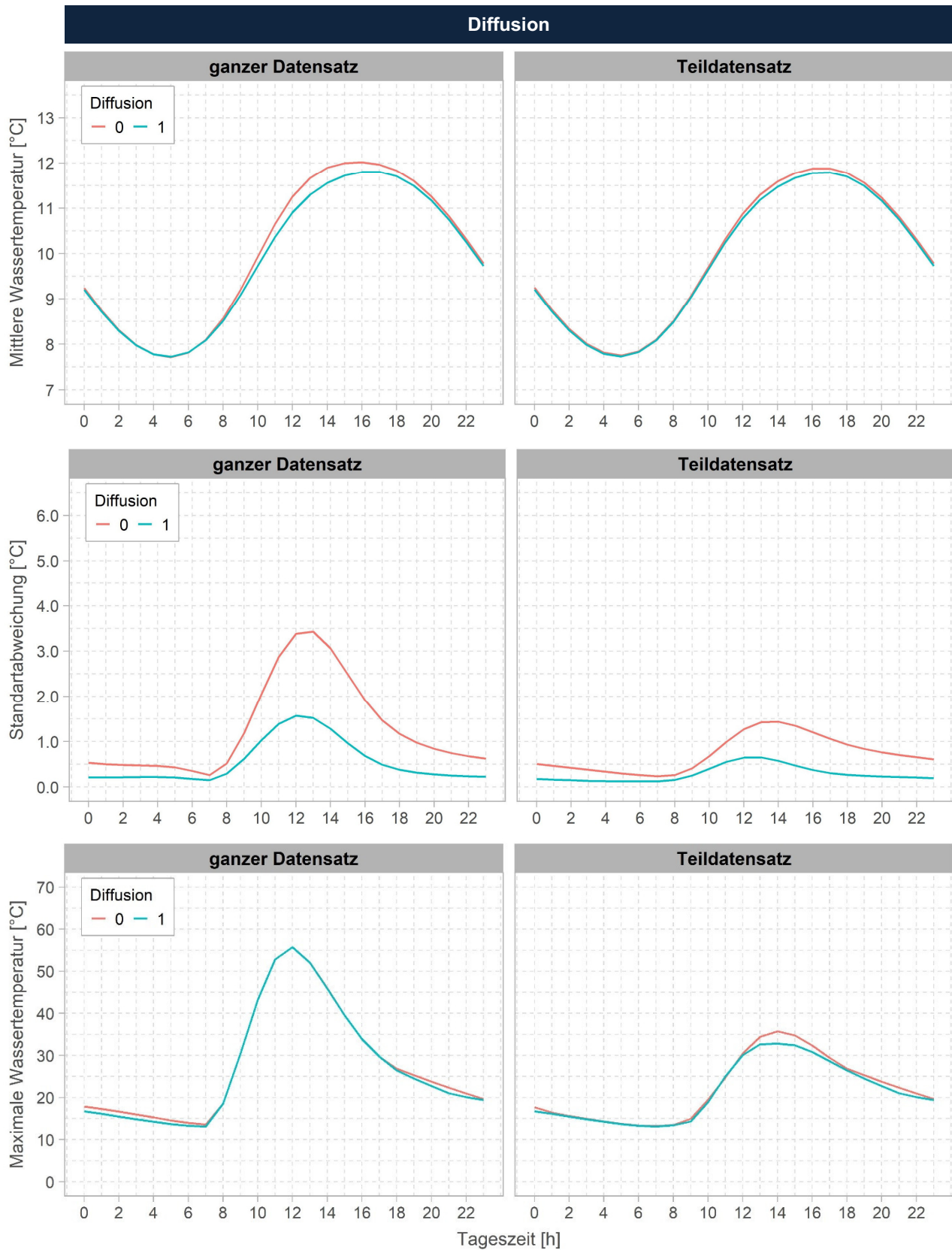


Abbildung A 1: Tageszeitlicher Verlauf der Wassertemperatur (oben: Mittelwert; Mitte: Standardabweichung; unten: Maxima) in Abhängigkeit der Diffusion (0 = ohne, 1 = mit) für den ganzen Datensatz (links) und für den Teildatensatz ohne Wassertiefen < 0.05 m (rechts).

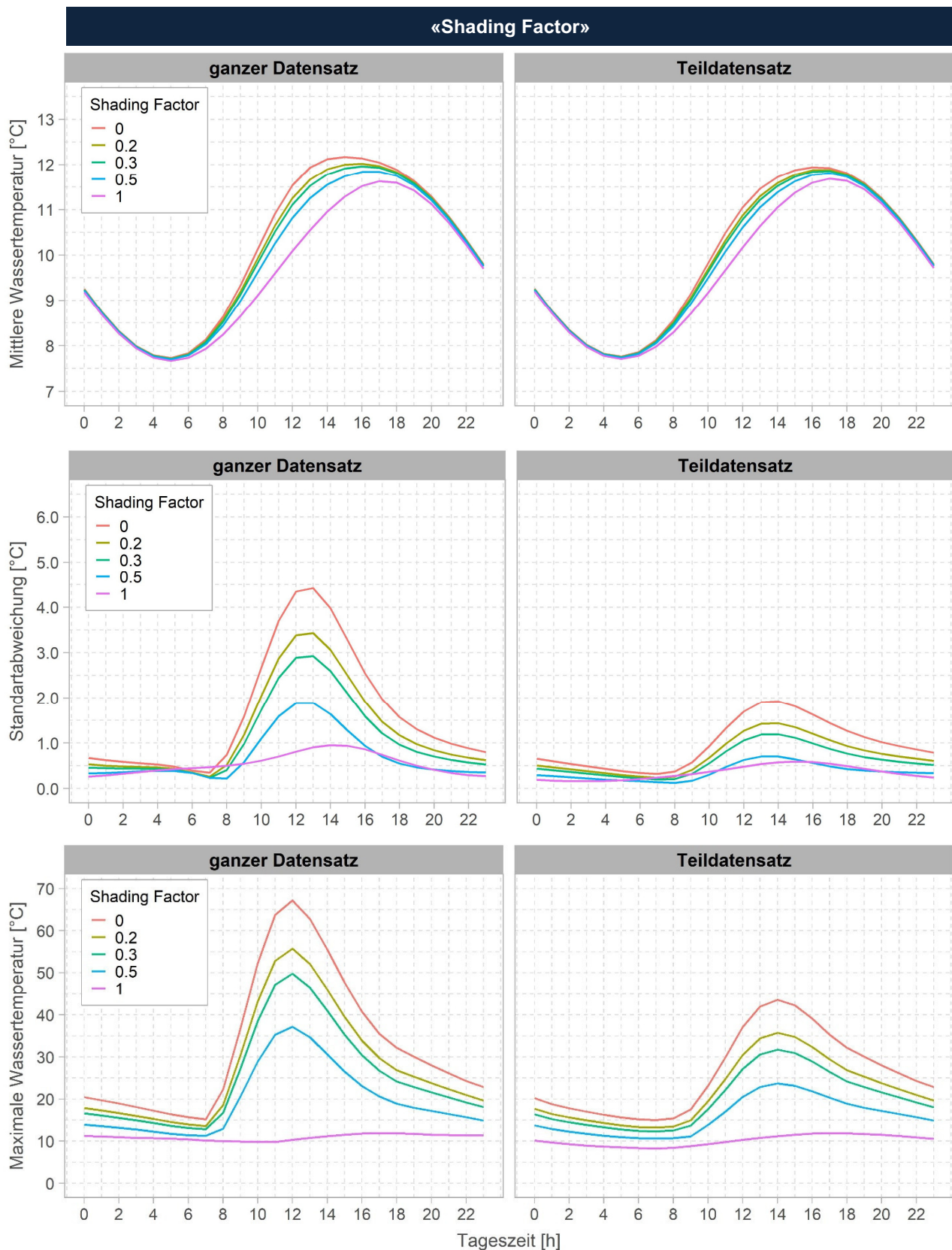


Abbildung A 2: Tageszeitlicher Verlauf der Wassertemperatur (oben: Mittelwert; Mitte: Standardabweichung; unten: Maxima) in Abhängigkeit des «Shading Factors» für den ganzen Datensatz (links) und für den Teildatensatz ohne Wassertiefen < 0.05 m (rechts).

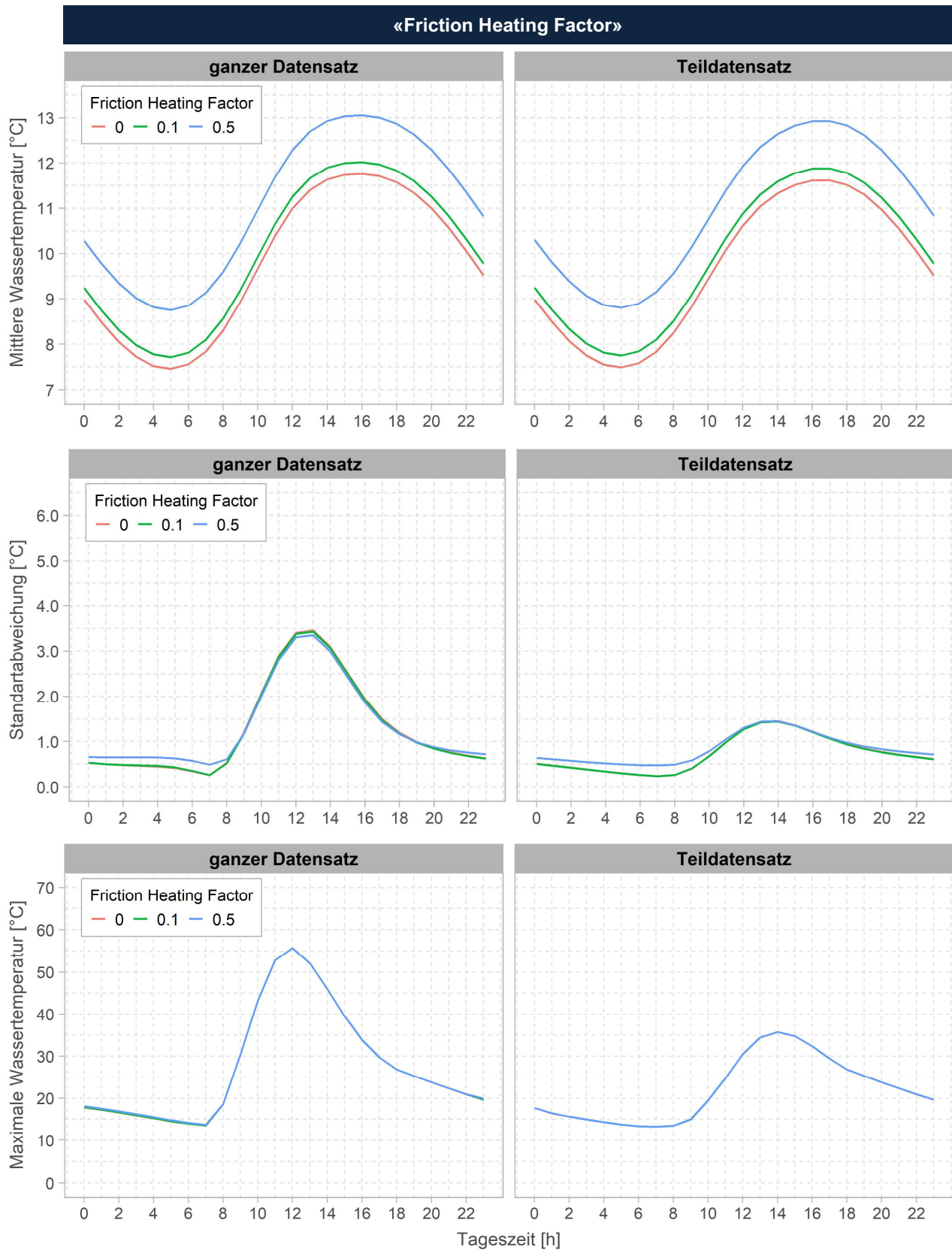


Abbildung A 3: Tageszeitlicher Verlauf der Wassertemperatur (oben: Mittelwert; Mitte: Standardabweichung; unten: Maxima) in Abhängigkeit des «Friction Heating Factor» für den ganzen Datensatz (links) und für den Teildatensatz ohne Wassertiefen < 0.05 m (rechts).

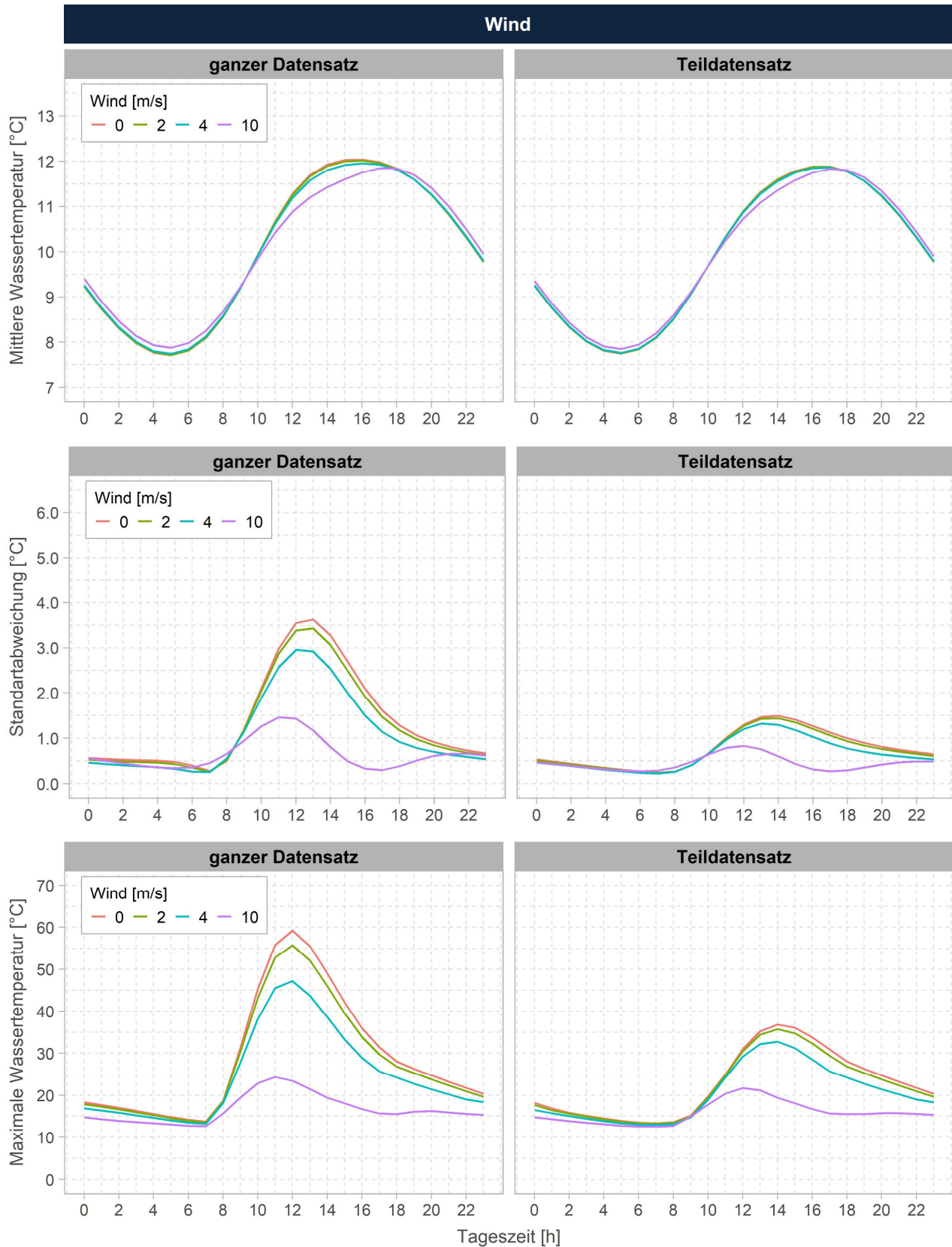


Abbildung A 4: Tageszeitlicher Verlauf der Wassertemperatur (oben: Mittelwert; Mitte: Standardabweichung; unten: Maxima) in Abhängigkeit der Windgeschwindigkeit für den ganzen Datensatz (links) und für den Teildatensatz ohne Wassertiefen < 0.05 m (rechts).

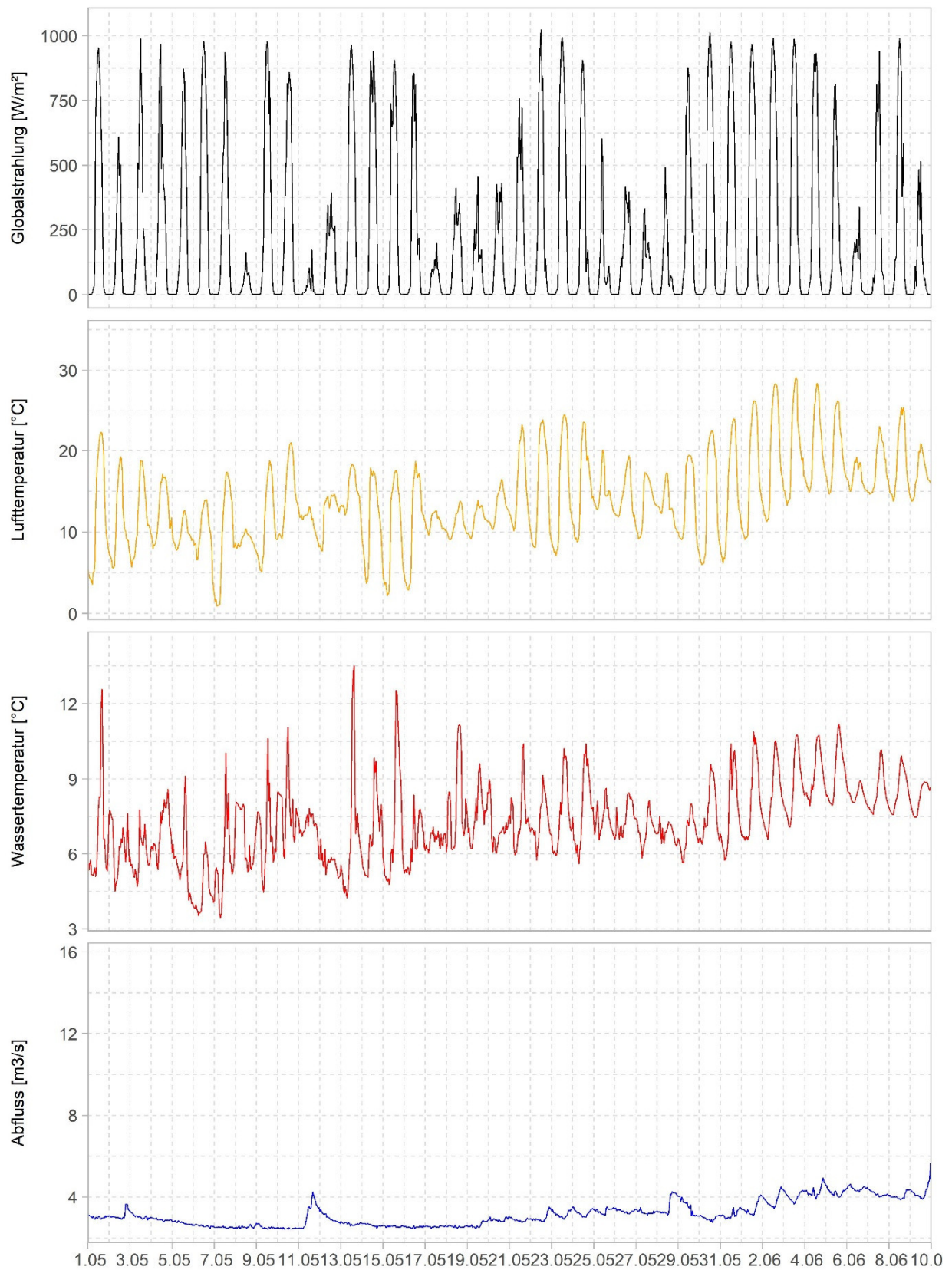
Anhang 2: Abfluss, Temperatur & Globalstrahlung im Frühsommer 2019

Abbildung A 5: Tagesgang von Lufttemperatur und Globalstrahlung (Grono, Meteo Schweiz) sowie Abfluss (Soazza Brücke) und Temperatur (Temperaturlogger Aue) der Moesa im Frühling 2019.

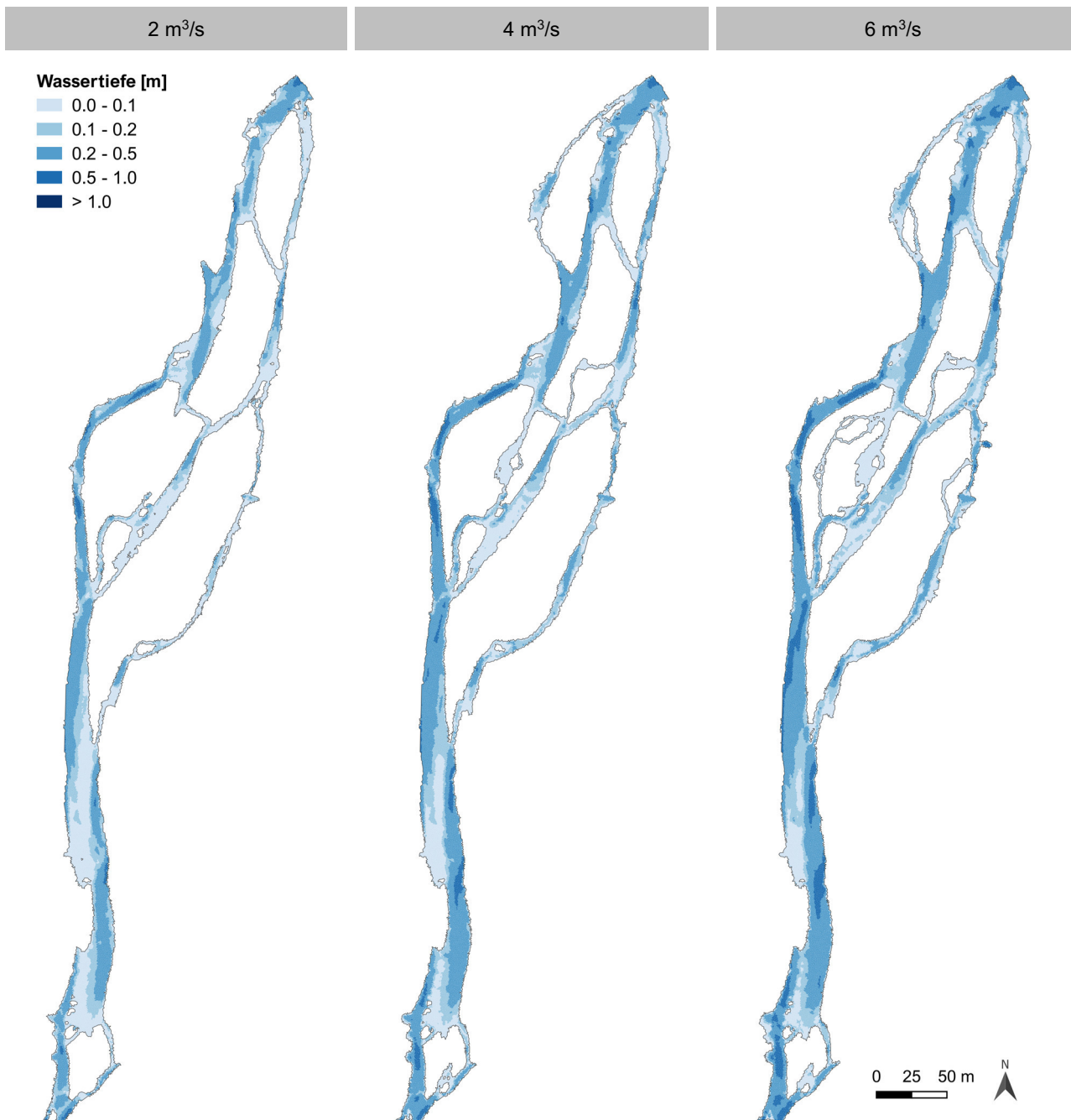
Anhang 3: Räumliche Verteilung der Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten

Abbildung A 6: Räumliche Verteilung der Wassertiefen in der Moesa, welche durch das hydrodynamische Modell für die Abflüsse von 2, 4 und 6 m³/s errechnet wurde (Sunk-Szenarien). Fließrichtung: Norden nach Süden.

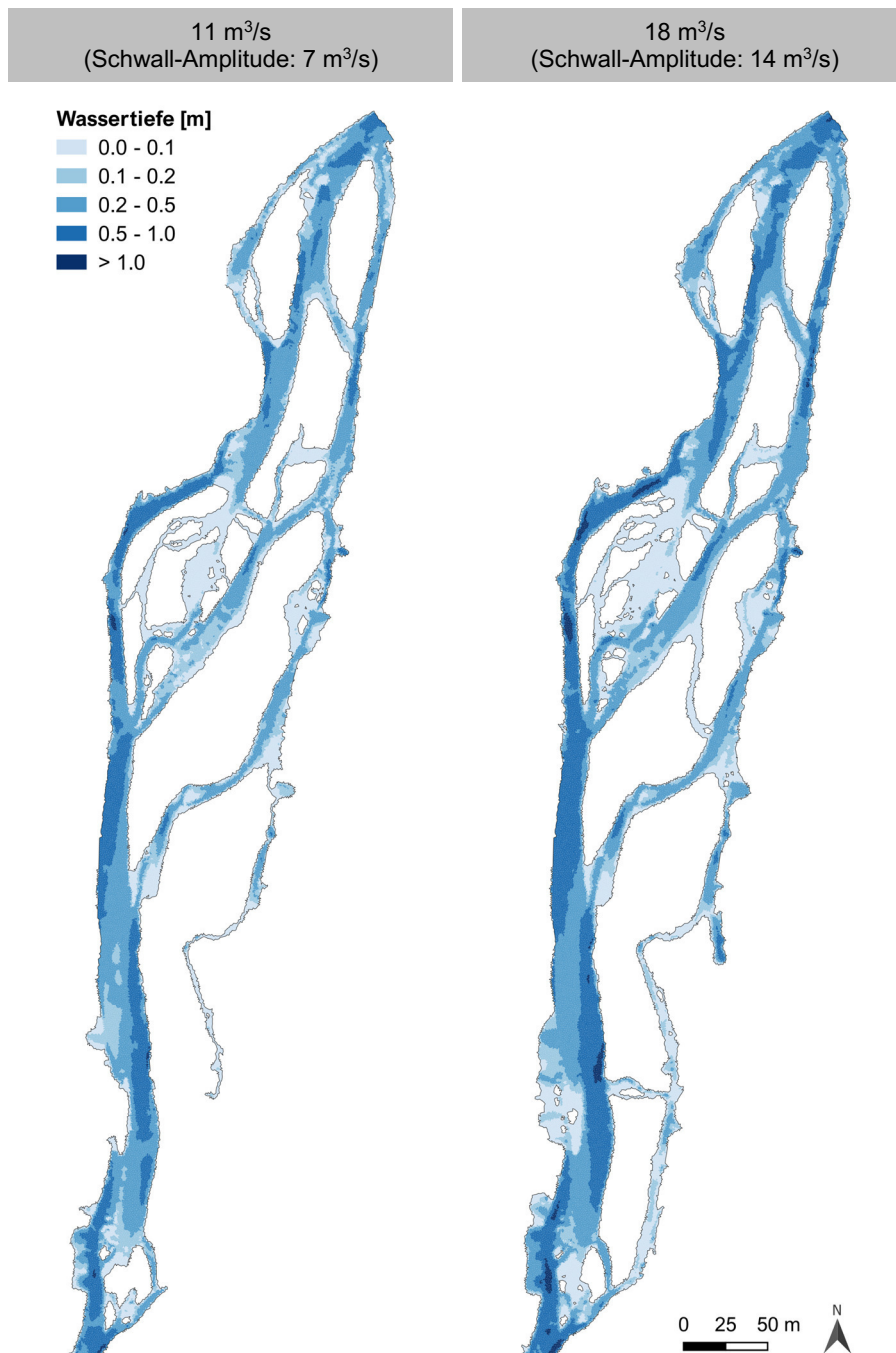


Abbildung A 7: Räumliche Verteilung der Wassertiefen in der Moesa, welche durch das hydrodynamische Modell für die Abflüsse von 11, und 18 m³/s errechnet wurde (Schwall-Szenarien). Fliessrichtung: Norden nach Süden.

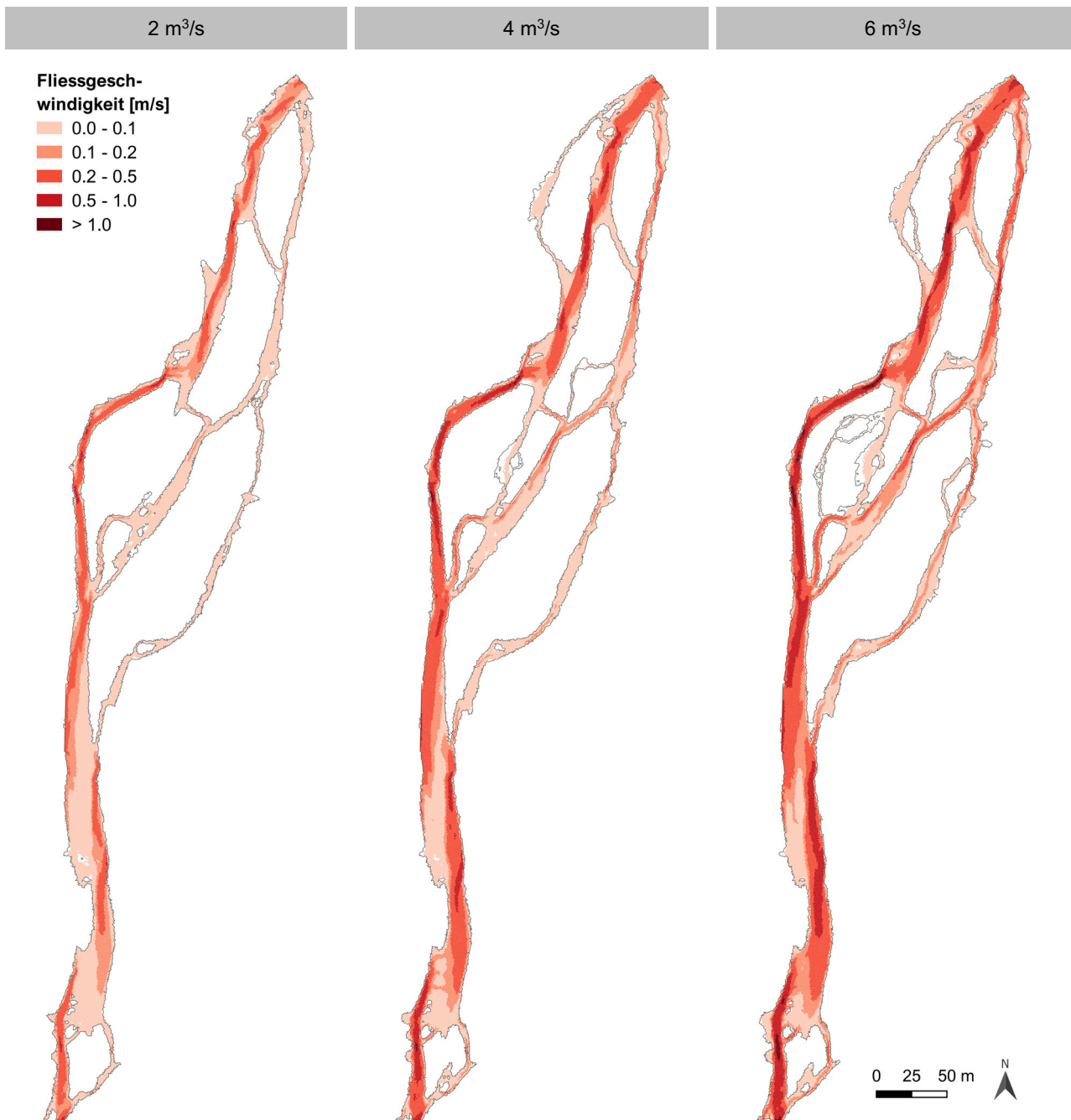


Abbildung A 8: Räumliche Verteilung der Fließgeschwindigkeiten in der Moesa, welche durch das hydrodynamische Modell für die Abflüsse von 2, 4 und 6 m³/s errechnet wurde (Sunk-Szenarien). Fließrichtung: Norden nach Süden.

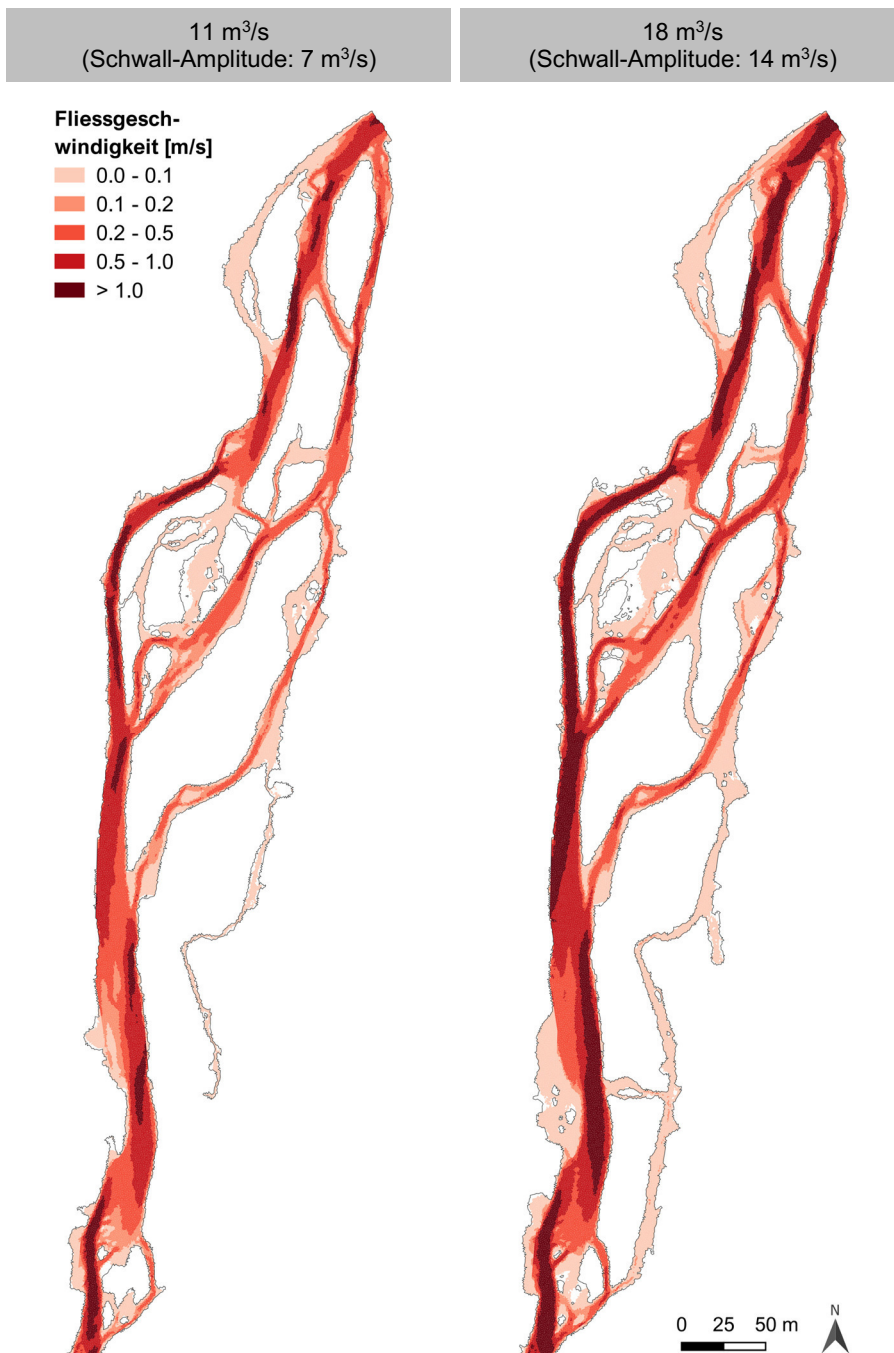


Abbildung A 9: Räumliche Verteilung der Fließgeschwindigkeiten in der Moesa, welche durch das hydrodynamische Modell für die Abflüsse von 11 und 18 m³/s errechnet wurde (Schwall-Szenarien). Fließrichtung: Norden nach Süden.

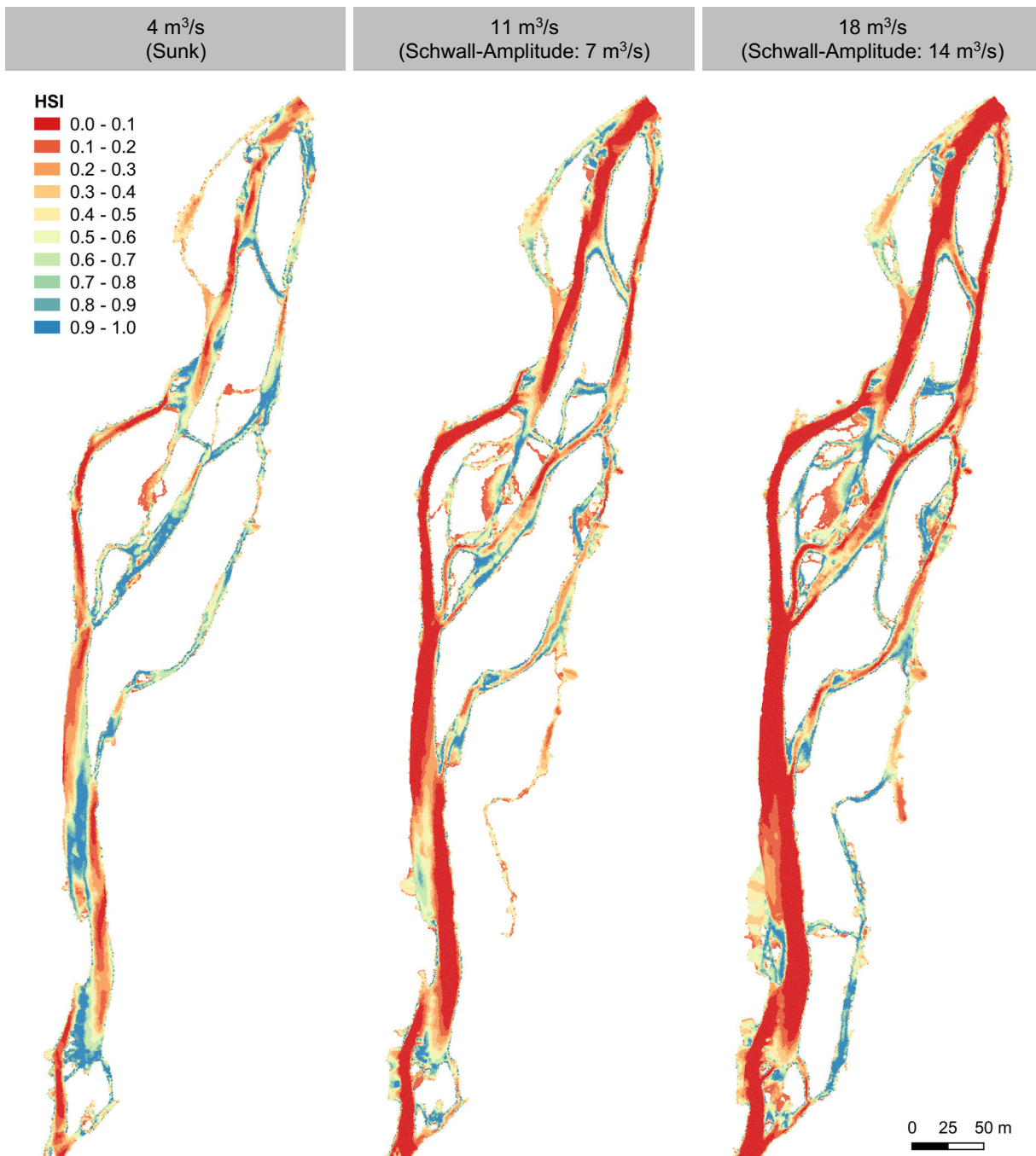
Anhang 4: Hydraulische Habitateignungskarten Schwall-Sunk

Abbildung A 10: Hydraulische Habitateignungskarten (HSI) für juvenile Bachforellen während Sunk (links) und während Schwall (Mitte und rechts). Fliessrichtung: Norden nach Süden.

Anhang 5: Geeignete Habitate zur Thermoregulation

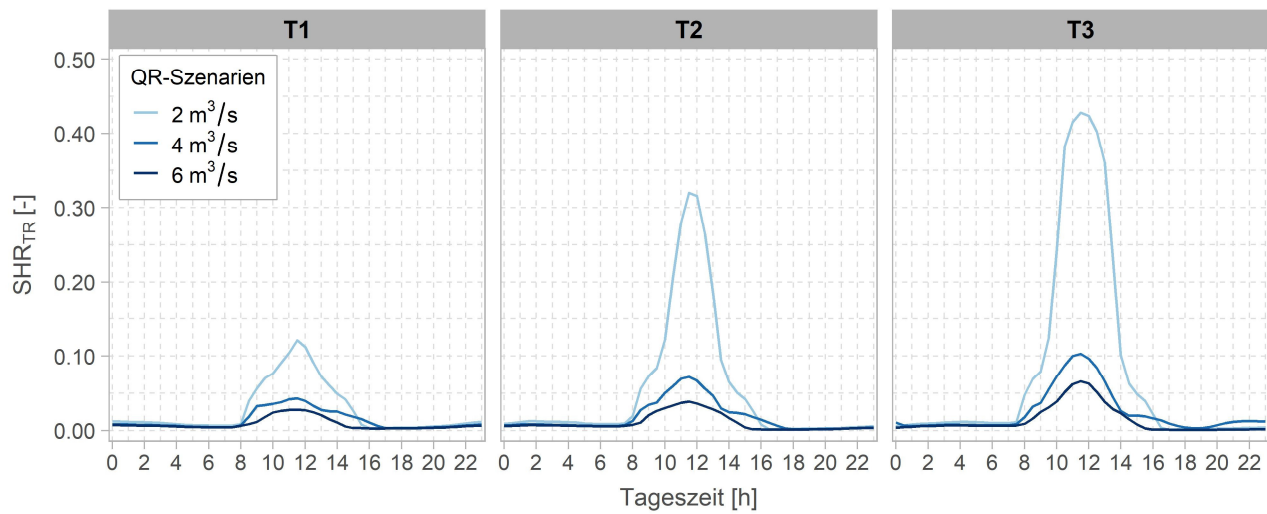


Abbildung A 11: Geeigneten Habitaten zur Thermoregulation im Verhältnis zur benetzten Fläche (SHR_{TR}) im Tagesverlauf in Abhängigkeit des Basisabflusses (QR-Szenarien).

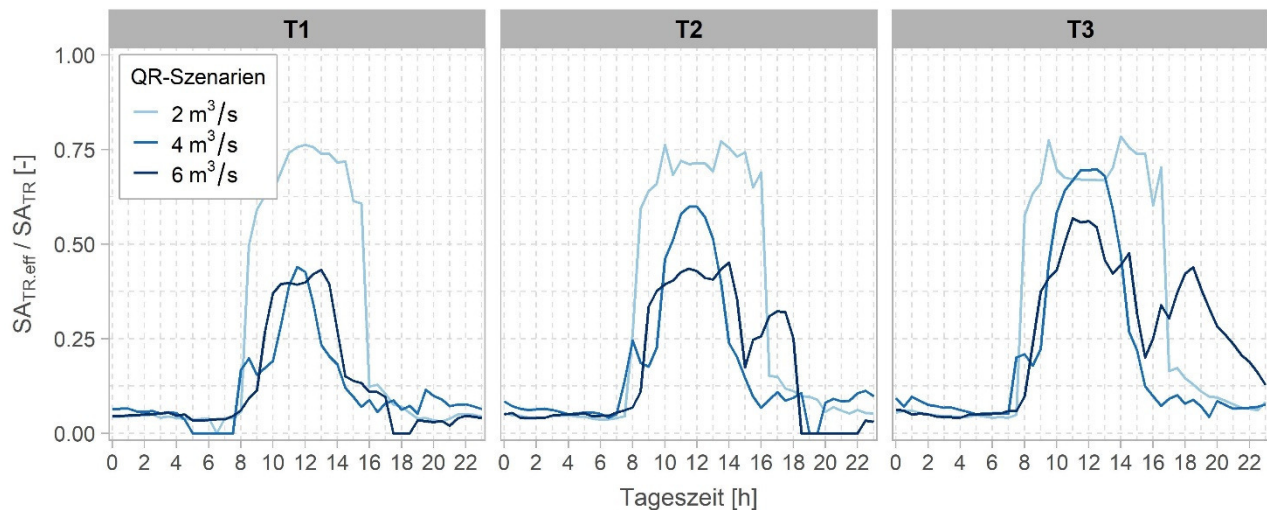


Abbildung A 12: Verhältnis von $SA_{TR,eff}$ (Überlagerungsfläche von SA_{TR} und SA nach Person 2013) zu SA_{TR} im Tagesverlauf in Abhängigkeit des Basisabflusses (QR-Szenarien).

Anhang 6: Räumliche Verteilung der Wassertemperatur während Schwall

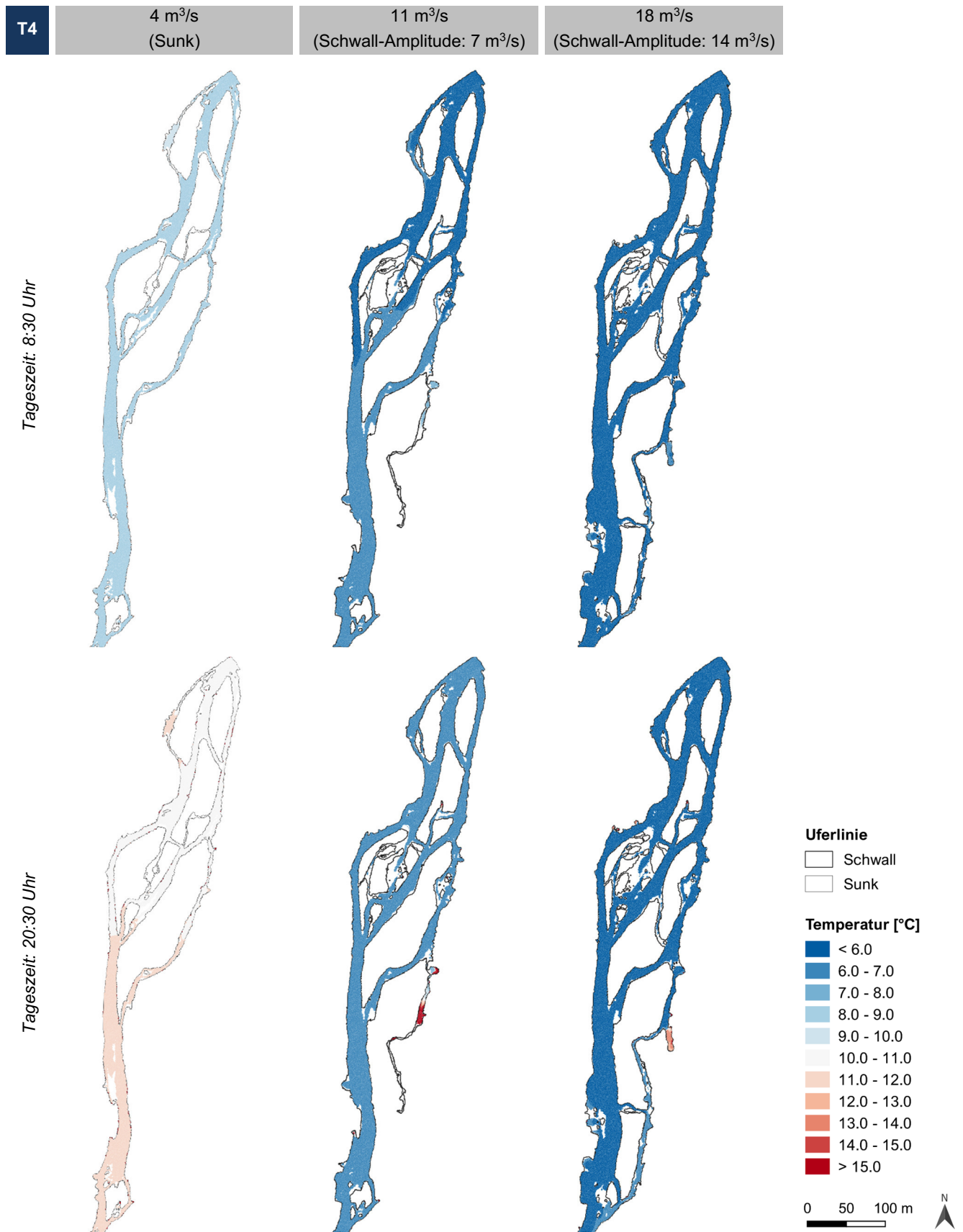


Abbildung A 13: Räumliche Verteilung der Wassertemperaturen während den Schwall-Peaks am Morgen (oben) und am Abend (unten) im Vergleich zum Szenario ohne Schwall-Sunk bei gleichen meteorologischen Verhältnissen.

Erklärung betreffend das selbstständige Verfassen der Masterarbeit im Departement Life Sciences und Facility Management

Mit der Abgabe dieser Masterarbeit versichert der Studierende, dass er die Arbeit selbständig und ohne fremde Hilfe verfasst hat.

Der unterzeichnende Studierende erklärt, dass alle verwendeten Quellen (auch Internetseiten) im Text oder Anhang korrekt ausgewiesen sind, d.h. dass die Masterarbeit keine Plagiate enthält, also keine Teile, die teilweise oder vollständig aus einem fremden Text oder einer fremden Arbeit unter Vorgabe der eigenen Urheberschaft bzw. ohne Quellenangabe übernommen worden sind.

Bei Verfehlungen aller Art treten Paragraph 39 und Paragraph 40 der Rahmenprüfungsordnung für die Bachelor- und Masterstudiengänge an der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften vom 29. Januar 2008 sowie die Bestimmungen der Disziplinarmassnahmen der Hochschulordnung in Kraft.

Ort, Datum:

Unterschrift:

Bern, 28.06.20

A handwritten signature in dark ink, appearing to be 'S. Pylar', written over a horizontal dotted line.